

Lahopuun määrän ja laadun ennustaminen – UPM-Kymmene Oyj:n FSC-sertifioidut metsät

Tuomas Kara

Pro gradu -tutkielma

Helsingin yliopisto

Metsätieteiden laitos

Metsä- ja suoekosysteemien
hoito ja ennallistaminen

02/2015

Tiedekunta/Osasto Fakultet/Sektion – Faculty Maatalous-Metsätieteellinen tiedekunta		Laitos/Institution– Department Metsätieteiden laitos
Tekijä/Författare – Author Tuomas Kara		
Työn nimi / Arbetets titel – Title Lahopuun määrän ja laadun ennustaminen – UPM-Kymmene Oyj:n FSC-sertifioidut metsät		
Oppiaine /Läroämne – Subject Metsä- ja suoekosysteemien hoito ja ennallistaminen		
Työn laji/Arbetets art – Level Pro gradu -tutkielma	Aika/Datum – Month and year 02/2015	Sivumäärä/ Sidoantal – Number of pages 67 s. +liitteet
<p>Tiivistelmä/Referat – Abstract</p> <p>Puilla on tärkeä ekologinen rooli myös niiden kuoleman jälkeen. Lahopuuston kehitystä on aiemmin mallinnettu useilla eri menetelmillä. Suomen talousmetsien olosuhteisiin soveltuvaa mallia, jossa eriasteisesti lahonneiden pysty- ja maapuiden kehitystä pystytään simuloimaan, ei kuitenkaan ole kehitetty.</p> <p>Tavoitteena oli simuloida UPM-Kymmene Oyj:n omistamien FSC-sertifioitujen metsien lahopuuston kehitys vuoteen 2064 asti. Tätä varten kehitettiin Suomen talousmetsien olosuhteisiin soveltuvat lahopuuston muutoksia simuloivat mallit männylle (<i>Pinus sylvestris</i>), kuuselle (<i>Picea abies</i>) ja lehtipuustolle. Puut jaettiin laholuokkiin viisiportaisella asteikolla niiden ulkonäön ja puuaineen kovuuden perusteella. Kullekin laholuokalle määritettyjen laholuokittaisten viipymien perusteella rakennettiin siirtymämatriisimalli simuloimaan lahopuun laholuokkien välisien siirtymien todennäköisyyksiä. Mallissa puu voi viiden vuoden aikana pysyä luokassa m tai siirtyä luokkiin $m+1$ tai $m+2$. Lisäksi pystypuilla oli mahdollisuus kaatua, eli siirtyä maalaholuokkiin. Mallien parametrisointiin käytetty aineisto painottui vastakuolleisiin puihin ja otoskoon kasvattamiseksi laholuokkia yhdisteltiin. Saadut tulokset esitettiin kolmiportaisella asteikolla: Tuoreet lahopuut, hieman lahonneet ja pitkälle lahonneet puut.</p> <p>Kehitetyillä malleilla määritettiin pystypuiden kaatumiseen ja maapuiden lahoamiseen kuluva aika. Kaikkien puulajien osalta pystypuiden todennäköisyys olla pystyssä laski alle 50 % 15–20 vuotta puun kuoleman jälkeen. Maalahopuiden osalta lehtipuut lahosivat havupuita nopeammin. Havupuiden määrän havaittiin puoliintuvan 35–40 vuotta kuoleman jälkeen. Lehtipuiden puoliintumisaika oli noin 25 vuotta. Tasaisella lahopuusyötteellä saavutettavassa hypoteettisessa lahopuuston tasapainotilassa pystylahopuiden merkittävin lahoaste oli tuore lahopuu, maalahopuita esiintyi eniten pitkälle lahonneissa luokissa.</p> <p>Ennustettaessa UPM-Kymmene Oyj:n FSC-sertifioitujen maiden lahopuustoa, mallien syötteenä käytettiin UPM:n mailla sijaitsevilta VMI-pysyväiskoealoilta mitattua vallitsevaa lahopuutilannetta ja metsän kehityksen simulointiohjelma MELA:lla ennustettua tulevaa puuston vuosittaista luonnonpoistumaa. Simulaatioiden perusteella UPM:n maiden lahopuun määrä on nousussa ja vuonna 2064 lahopuuta on keskimäärin 5,9 m³ ha⁻¹. Suurin osa simuloidusta lahopuusta oli mäntyä ja vallitseva lahonaste oli pitkälle lahonnut puu.</p> <p>Tässä tutkimuksessa esitetyin periaattein rakennettavat mallit antavat käyttökelpoisen työkalun talousmetsien luonnonhoitoon liittyvään päätöksentekoon. Ennen kaikkea mallien hyödyntäminen esimerkiksi luonnonhoidon menetelmien kehittämisessä ja suunnittelussa voi antaa arvokasta tietoa menetelmien vaikutuksista talousmetsien lahopuustoon.</p>		
Avainsanat – Nyckelord – Keywords Lahopuu, Lahoaminen, Lahoamismalli, Siirtymämatriisi, Talousmetsä, MELA		
Säilytyspaikka – Förvaringställe – Where deposited Viikin tiedekirjasto, Metsätieteiden laitos		
Muita tietoja – Övriga uppgifter – Additional information Ohjaajat: Professori Pasi Puttonen (Helsingin yliopisto), Tuomas Aakala (MMT, Helsingin yliopisto) ja Sami Oksa (UPM-Kymmene Oyj)		

Tiedekunta/Osasto Fakultet/Sektion – Faculty Faculty of Agriculture and Forestry		Laitos/Institution– Department Department of Forest Sciences	
Tekijä/Författare – Author Tuomas Kara			
Työn nimi / Arbetets titel – Title Predicting volume and quality of coarse woody debris – UPM-Kymmene, Inc. FSC-certified forests			
Oppiaine /Läroämne – Subject Forest and peatland ecosystems’ management and restoration			
Työn laji/Arbetets art – Level Master’s thesis	Aika/Datum – Month and year 02/2015	Sivumäärä/ Sidoantal – Number of pages 67 p. +appendix	
<p>Tiivistelmä/Referat – Abstract</p> <p>Trees play an important ecological role also after their death. Earlier studies have introduced various methods of modelling coarse woody debris (CWD). However, CWD models that would consider different types of CWD, and their decay class dynamics are lacking from the Finnish commercial forests.</p> <p>The aim of this study was to predict the development of CWD for UPM-Kymmene owned FSC-certified forests in Finland. For that purpose, models for simulating CWD dynamics in Finnish commercial forests were developed for <i>Pinus sylvestris</i>, <i>Picea abies</i> and hardwoods. Trees were classified to different decay classes based on their visual appearance and softness of the wood. The mean residence time of each decay class was used to develop transition matrix model for predicting the possibilities of transitions between different decay classes. In the generated model a tree can stay in the class <i>m</i> or move to classes <i>m+1</i> or <i>m+2</i> in a time frame of five years. In addition snags had a possibility to fall i.e. move to down woody debris pool.</p> <p>The results showed that within all the studied tree species, the half-life of snags was 15–20 years. Hardwood logs decomposed faster than softwoods: the half-life of softwood logs was 35–40 years and the half-life of hardwoods was about 25 years. In a hypothetical equilibrium state reached by a continuous CWD input, most snags were in early decay class, whereas most logs were in the advanced decay class.</p> <p>Volume and quality of future CWD in UPM-Kymmene owned FSC-certified forests was predicted, using their current CWD pool and future tree mortality predicted by the forest simulation system MELA. In these simulations, the volume of CWD increased in the future. At the end of the 50-year simulation period, the predicted volume of CWD was 5,9 m³ ha⁻¹. <i>Pinus sylvestris</i> was the dominant CWD species and advanced decayed wood was dominant decay class.</p> <p>The simulation approach demonstrated here has much potential as a useful decision-making tool for CWD management in commercial forests. Incorporating these models into forest management planning could provide valuable information about the effects of management practices on CWD dynamics in commercial forests.</p>			
<p>Avainsanat – Nyckelord – Keywords</p> <p>Dead wood, Coarse woody debris, Decomposition, Transition matrix, Managed forest, MELA-system</p>			
<p>Säilytyspaikka – Förvaringställe – Where deposited</p> <p>Viikki Science Library, Department of Forest Sciences</p>			
<p>Muita tietoja – Övriga uppgifter – Additional information</p> <p>Supervisors: Prof. Pasi Puttonen (University of Helsinki), Dr. Tuomas Aakala (University of Helsinki) and Sami Oksa (UPM-Kymmene, Inc.)</p>			

Sisällysluettelo

1	Johdanto.....	1
1.1	Lahopuu.....	1
1.2	Lahopuun määrään vaikuttavat tekijät	4
1.3	Lahopuun määrä Suomen metsissä	6
1.4	Lahoaminen.....	7
1.5	Lahopuudynamiikan mallintaminen.....	9
1.6	Tutkimuksen tavoitteet.....	10
2	Aineistot	12
2.1	Tutkimusalue.....	12
2.2	UPM kuviotiedot ja MELA-syöttötiedostot.....	13
2.3	Lahopuun määrä UPM:n mailla VMI-koealojen perusteella	14
3	Lahoamismallin kehittäminen ja muut menetelmät	16
3.1	MELA-simulointi.....	16
3.2	Laholuokittaisen jakaantumisen mallintaminen.....	18
3.3	Negatiivinen eksponentiaalinen malli	26
4	Tulokset	28
4.1	Laholuokittaisten jakaumien mallintaminen	28
4.1.1	Lahoamisnopeus	28
4.1.2	Tasapainotila	30
4.1.3	Laholuokittainen lahopuun tilavuus UPM:n mailla tulevaisuudessa.....	31
4.1.4	Lahopuun tilavuus täydellisen toimenpidekiellon kohteilla	38
4.2	Negatiivinen eksponentiaalinen malli	44
4.2.1	Lahopuun tilavuus UPM:n mailla tulevaisuudessa.....	44
4.2.2	Lahopuun tilavuus täydellisen toimenpidekiellon kohteilla	47
5	Tulosten tarkastelu.....	49

5.1	Pystypuiden kaatuminen ja maapuiden lahoamisnopeus	49
5.2	Tasapainotila	50
5.3	Lahopuuston mallintaminen esimerkkiaineistolla.....	53
5.4	Mallien hyödynnettävyys, epävarmuuden lähteet ja jatkotutkimuksen tarpeet	57
6	Johtopäätökset	59
	Kiitokset.....	60
	Lähteet	61
	Liitteet.....	68

1 Johdanto

1.1 Lahopuu

Puilla on merkittävä ekologinen rooli myös niiden kuoleman jälkeen. Vaikka huomattava osa elävästä puusta, esimerkiksi sydänpuu ja kaarna, on fysiologisesti kuollutta, ekosysteemin näkökulmasta puu muuttuu lahopuuksi vasta sen kuollessa (Franklin ym. 1987). Käsitteenä lahopuu pitää sisällään runsaasti kooltaan ja ominaisuuksiltaan erilaisia puita ja puun osia. Lahopuuta ovat muun muassa pystyyn kuolleet pökkelöt, maassa olevat rungot, pirstoutuneiden runkojen osat, oksat, kannot, juuret ja hakkuutähteet (Harmon ym. 1986). Kuitenkin myös elävien puiden osia, kuten runkojen haavaumia, lahonneita koloja, onttoja runkoja ja kuivuneita oksia, voidaan luokitella lahopuiksi ja ne saattavat edustaa paikallisesti huomattavaa osaa lahopuuston kokonaismäärästä (Stokland ym. 2012, s. 119–121). Toisaalta kuolleen puun biomassasta huomattava osa voi olla esimerkiksi lahottajasienten eläviä soluja.

Puun kuolema voi olla äkillinen tai hidas prosessi. Kuolemaan johtavat syyt voidaan jaotella esimerkiksi abioottisiin ja bioottisiin (kuva 1) tai omasyntyisiin ja ulkoisiin tekijöihin (Franklin ym. 1987, Stokland ym. 2012, s.110–119). Useimmiten puun kuolemalle ei ole yhtä yksittäistä syytä, vaan kuolema on useiden tekijöiden tulos (Franklin ym. 1987). Esimerkiksi voimakkaalle kilpailulle altistuneen puun juuret ovat saattaneet heikentyä, jonka seurauksena se on alttiimpi kuolemaan myrskytuhon seurauksena.

Abioottiset	Bioottiset
<ul style="list-style-type: none"> • Tuli • Salama • Kemialliset saasteet • Ympäristövaikutukset <ul style="list-style-type: none"> • Tulva, kuivuus, lämpö, lumi • Tuuli • Ilmastonmuutos • Hakkuut 	<ul style="list-style-type: none"> • Ikä • Mekaaninen epätasapaino (esimerkiksi raskas latvus) • Kilpailu • Nääntyminen • Hyönteiset • Nisäkkäät • Ihmiset • Taudit

Kuva 1. Puun kuoleman aiheuttavia syitä (Harmon ym. 1986, Franklin ym. 1987, Stokland 2001, Stokland ym. 2012, s.110–119).

Eri puulajien tyypillisimmät kuolemaa seuraavat lahoppuutyypit eroavat toisistaan. Fennoskandian oloissa kuuset kuolevat useimmiten kaatumalla juurineen tai katkeamalla läheltä maanpintaa, männyt kuolevat tyypillisesti pystyyn, kun taas lehtipuut katkeavat korkeammalta rungosta muodostaen sekä maa- että pystylahoppuuta (Siitonen ym. 2000). Lahoppuusto ei ole jakaantunut tasaisesti eri lahoasentojen välille. Esimerkiksi Siitosen (2001) ja Sippolan (2001) mukaan luonnonmetsissä noin 60–80 % lahoppuustosta on maapuita ja 18–35 % pystypuita, talousmetsistä vastaavan lahoasentojen välisen suhteen on havainnut Ihalainen ja Mäkelä (2009). Puuston kuolevuuden ennustaminen on hankalaa, sillä siihen vaikuttaa useat tekijät, joista monet ovat satunnaishuollon taitoja, kuten sään ääri-ilmiöt. Puuston vuosittaiselle kuolevuudelle oletusarvoja on laskenut esimerkiksi Tuhus (1995), jonka mukaan kuusivaltaisen kohteiden keskimääräinen vuosittainen kuolevuus kokonaispuustosta on 0,75 %, mäntyvaltaisten 0,60 % ja lehtipuuvalltaisten 1,18 %.

Lahoppu vaikuttaa sitä ympäröiviin organismeihin ja ekosysteemien eri prosesseihin, kuten populaatio- ja eliöyhteisörakenteeseen, resurssien esimerkiksi valon, ravinteiden ja kosteuden vapautumiseen sekä uusien resurssien, kuten elinympäristöjen syntymiseen, taimettumiseen, biodiversiteetin ylläpitoon ja hiilen kiertoon (Harmon ym. 1986, Franklin ym. 1987, Hofgaard 1993, Krankina ja Harmon 1995, Siitonen 2001, Kuuluvainen ja Kalmari 2003). Eri lahoppuutyypeillä ja puun kuolintavalla on erilaiset vaikutukset

ympäröiviin ekosysteemeihin ja lahopuussa elävään lajistoon (Franklin ym. 1987, Stokland ym. 2012, s.110–111).

Fennoskandiassa pitkän metsien hyödyntämisen seurauksena lahopuun määrä ja laatu on yksi tärkeimmistä, ellei tärkein metsäluonnon monimuotoisuuteen vaikuttava yksittäinen tekijä (Siitonen 2001, Kuuluvainen 2009). Stoklandin (2001) mukaan kuolleiden puiden kokonaismäärä on tärkein tekijä lajiston kokonaisrunsaudessa, kun taas uhanalaisten lajien määrään vaikuttaa eniten eri lahoasteiden esiintyminen ja toiseksi eniten lahopuuston kokonaistilavuus. Lahopuun merkitys ympäröivälle ekosysteemille riippuukin lahopuun kokonaisrunsauden lisäksi myös sen jakaantumisesta tilan ja koon suhteen, lahoasteesta, puulajista ja lahopuun asennosta (Harmon ym. 1986).

Saproksyyililajit, eli lahopuusta jossain elämänsä vaiheessa riippuvaisia olevat lajit (Stokland ym. 2012, s. 5), vaativat lahopuulta erilaisia ominaisuuksia, eikä yksittäinen puu pysty tarjoamaan soveltuvaa elinympäristöä kaikille lajeille (Jonsson ym. 2005). Saproksyyililajistoon vaikuttaa useat puun kuolemaan ja lahoamisprosessiin liittyvät tekijät. Tärkeimpiä lajistoon vaikuttavia tekijöitä ovat muun muassa puulaji, lahon aste, puuta lahottavat sienilajit, puun elinvoimaisuus kuolinhetkellä ja puun kosteuspitoisuus (Siitonen 2001, Stokland ym. 2012, s.111). Muita saproksyyililajistoon vaikuttavia tekijöitä ovat esimerkiksi lahopuun koko ja asento sekä ympäristöolosuhteet (Siitonen 2001). Useat eri lahopuussa elävät eliölajit ovat erikoistuneet tietyn tyyppiseen lahopuuhun esimerkiksi pysty- tai maalahopuuhun, havu- tai lehtipuuhun ja tuoreeseen tai pitkälle lahonneeseen puuhun (Siitonen 2001).

Lahopuu vapauttaa siihen sitoutuneita ja synnyttää uusia resursseja ympäröivän ekosysteemin käyttöön. Kuollut puu itsessään on uusi resurssi (Harmon ym. 1986). Puun kuoleman seurauksena vapautuvien resurssien määrä riippuu kuolevien puiden koosta ja määrästä (Franklin ym. 1987). Osa vapautuvista resursseista, kuten valo, on välittömästi ekosysteemin käytössä, kun taas esimerkiksi lahoamisprosessissa vapautuvat ravinteet vapautuvat pitkän ajan kuluessa (Franklin ym. 1987). Laiho ja Prescott (2004) osoittivat lahopuun merkityksen pohjoisten havumetsien ravinteiden kierrossa olevan oletettua pienempi. Pitkäkestoisen lahoamisprosessin aikana ravinteita vapautuu hitaasti ja vaikka lahopuun biomassa verrattuna nopeasti hajoavaan karikkeeseen on suuri, sen merkitys ravinteiden kierrossa on muuta kariketta pienempi (Laiho ja Prescott 2004).

Lahopuulla on merkittävä rooli myös metsien hiilen kierrossa. Mäkisen ym. (2006) mukaan lahopuun biomassasta noin 50 % on hiiltä. Borealisessa metsässä hiilen osuus puun biomassasta ei Mäkisen ym. (2006) havaintojen mukaan ole riippuvainen lahopuun puulajista, asennosta tai lahonasteesta. Hiilen vapautumiseen lahopuusta kuluva aika ovat tutkineet esimerkiksi Krankina ja Harmon (1995), joiden mukaan hiilen viipymä lahopuussa on 22–30 vuotta. Lahopuussa olevan hiilen osuus metsien kokonaishiilestä on riippuvainen lahopuun kokonaismäärästä, mutta esimerkiksi Bradfordin ym. (2009) mukaan noin 17 % metsän maanpäällisestä hiilestä on sitoutunut lauhkealla vyöhykkeellä lahopuuhun. Pystylahopuussa hiiltä on maalahopuita enemmän (Bradford ym. 2009). Pystylahopuut ovat yleensä maapuita vähemmän lahonneita (esim. Mäkinen ym. 2006), jolloin myös niiden biomassa on suurempi kuin maapuiden, tämä osaltaan selittää pystypuiden korkeampaa hiilen määrää.

Lahopuun luokitteluun eri lahoasteiden välille on useita menetelmiä. Puuaineksen pehmeys ja rungon ulkoasu ovat useimpien laholuokitusmenetelmien perusta (Stokland ym. 2012, s.126). Yleisimmin lahopuu jaetaan viisiportaiselle laholuokka-asteikolle (esim. Sollins 1982, Stokland 2001, Mäkinen ym. 2006), mutta myös muunlaisia luokituksia on käytetty (esim. Næsset 1999a, Gibb ym. 2005, Holeksa ym. 2008). Johtuen maa- ja pystylahopuiden erilaisista ominaisuuksista niille on usein käytetty toisistaan poikkeavia laholuokituksia (esim. VMI11 maastotyöohje 2009, Aakala 2010), mutta myös samaa luokitusta molemmille asennoille on hyödynnetty (esim. Mäkinen ym. 2006, Holeksa ym. 2008).

1.2 Lahopuun määrään vaikuttavat tekijät

Lahopuun määrä vaihtelee luonnonmetsissä huomattavasti niin metsätyyppien sisällä kuin niiden välilläkin (Franklin 1987, Sippola ym. 1998). Myös talousmetsissä lahopuuston määrä vaihtelee kasvupaikan, puulajin ja kehitysluokan suhteen (Fridman ja Walheim 2000). Luonnonmetsissä lahopuun määrään vaikuttavat useat tekijät, esimerkiksi kohteen puuntuotoskyky, puiden kuolleisuus, puun lahoamisnopeus sekä häiriöiden taajuus ja voimakkuus (Harmon ym. 1986, Sippola 2001, Stokland 2001). Keskimäärin lahopuun tilavuus eri kohteilla riippuu puuston kuolleisuudesta ja

lahoamisnopeudesta, lisäksi metsissä tapahtuvat häiriöt lisäävät satunnaisesti tähän riippuvuuteen (Siitonen 2001).

Luonnonmetsissä metsikön häiriöhistorialla ja sukkession vaiheella on merkittävä vaikutus lahopuun esiintymiseen sekä jakaantumiseen kohteella (Harmon ja Krankina 1995, Sturtevant ym. 1997, Spies 1998). Perinteisen tulkinnan mukaan lahopuun määrä mukailee U-käyrää, eli heti häiriön jälkeen lahopuuta on runsaasti, sukkession alkuvaiheessa lahopuun määrä vähenee ja kohteen ikääntyessä lahopuun määrä jälleen lisääntyy, kun puuston kuolleisuus kasvaa (Harmon ja Krankina 1995, Brassard ja Chen 2008). Kuitenkin esimerkiksi Harmonin (2009) tulkinnan mukaan lahopuun määrä sukkession eri vaiheissa riippuu sukkession käynnistävän häiriön luonteesta ja sen synnyttämän lahopuuston määrästä ja laadusta.

Lahopuun määrä Fennoskandian metsissä on merkittävästi vähentynyt viimeisen vuosisadan aikana (Linder ja Östlund 1998, Sippola ym. 1998, Niemelä 1999). Linderin ja Östlundin (1992, 1998) mukaan esimerkiksi Ruotsissa lahopuun määrä on vähentynyt yli 90 % 1800-luvun lopun määristä. Erityisesti suuriläpimittaisten lahopuiden määrä on vähentynyt merkittävästi, sen sijaan pieniläpimittaisen lahopuun määrä on säilyttänyt aiemman tasonsa, tai jopa lisääntynyt (Siitonen ym. 2000, Siitonen 2001). Lahopuun määrä onkin yksi merkittävimmistä eroista Fennoskandian luonnonmetsien ja talousmetsien välillä. Tärkein lahopuun määrään vaikuttanut tekijä on Fennoskandiassa laajalti harjoitettu metsätalous, joka on johtanut luonnontilaisten ja luonnontilaisen kaltaisten metsien määrän voimakkaaseen vähenemiseen (esim. Linder ja Östlund 1992). 1900-luvun alkupuolella harjoitettu harsintametsätalous johti suuri läpimittaisten vanhojen puuyksilöiden vähenemiseen ja tätä kautta vähensi potentiaalisten lahopuiden määrää (Linder ja Östlund 1992, Stokland ym. 2012, s.302–308). Myös nykymetsätaloudessa käytetty verrattain lyhyt kiertoaika on johtanut suuri läpimittaisten lahopuiden puuttumiseen talousmetsissä, sillä puut kaadetaan ennen kuin ne saavuttavat vaiheen, jossa lahopuun määrä alkaisi merkittävästi lisääntyä (Linder ja Östlund 1992, Siitonen 2001, Stokland ym. 2012, s.302–308).

Luonnontilaisissa metsissä metsäpalot ovat olleet tärkeä lahopuuta synnyttävä ja tuhoava häiriö, sekä sukkession alullepanija (Niemelä 1999). Nykyiset metsänkäsittelymenetelmät ovat korvanneet metsäpalot Fennoskandian metsien tyypillisimpinä häiriöinä ja näin ollen vaikuttaneet lahopuun määrään (Sippola 1998,

Niemelä 1999, Siitonen 2001, Kuuluvainen 2009, Stokland ym. 2012, s.302–308). Sippolan ym. (1998) mukaan hakkuut vaikuttavat lahopuun laatuun ja tilavuuteen seuraavasti I) muuttaa lahopuun määrää, II) vähentää syntyvän lahopuun määrää, III) vähentää pystylahopuiden määrää ja IV) vähentää kokonaisuudessaan kuolleiden puiden määrää, mutta lisää rungon palasten määrää. Eri hakkuutavoilla on erilaiset vaikutukset lahopuun määrään ja laatuun. Luonnollisissa häiriöissä puutavara jää metsään, kun taas avohakkuissa kohteilta poistetaan merkittävä osa puuaineksesta, jonka seurauksena lahopuun syntyvyys ja esiintyminen häiriintyvät pitkäksi ajaksi (Sippola ym. 1998, Siitonen 2001). Harvennushakkuissa poistetaan vaurioituneita tai muuten heikentyneitä puuyksilöitä, jotka luonnollisissa olosuhteissa olisivat potentiaalisia tulevia lahopuita (Sippola ym. 1998, Siitonen 2001). Toisaalta joillakin hakkuutavoilla, kuten siemenpuuhakkuulla, on todettu olevan myös positiivisia vaikutuksia ennen hakkuuta vallinneeseen lahopuutilanteeseen verrattuna (Sippola ym. 1998). Nykyisin lahopuun määrää talousmetsissä pyritään turvaamaan ja ylläpitämään talousmetsien luonnonhoidonmenetelmillä, esimerkiksi jättämällä päätehakuiden yhteydessä säästöpuita ja säilyttämällä lahopuut toimenpiteissä. Bladonin ym. (2008) mukaan noin 35 % hakkuissa säästöpuiksi jätetyistä koivuista ja 25 % kuusista kuolee 5 vuoden sisällä hakkuusta muodostaen uutta lahopuuta kohteelle.

1.3 Lahopuun määrä Suomen metsissä

Lahopuu on yksi merkittävimmistä luonnon monimuotoisuuden ylläpitäjistä Suomen metsissä. Rassin ym. (2010) mukaan lahopuun määrän väheneminen on yleisin metsäisten lajien uhanalaisuuden syy ja uhkatekijä. Tutkimusten mukaan talousmetsien lahopuun määrä Suomen ja Ruotsin metsissä vaihtelee yleisimmin 2,5–9,7 m³ ha⁻¹ välillä (esim. Fridman ja Walheim 2000, Ihalainen ja Siitonen 2006, Ihalainen ja Mäkelä 2009). Yksittäisissä metsiköissä lahopuun tilavuuden vaihtelu on vielä suurempaa (Siitonen ym. 2009). Vaihtelua aiheuttaa muun muassa kohteen kasvupaikka ja puuston ikäluokka (Siitonen ym. 2009). Uudistuskypsissä ja ravinteikkaissa metsissä lahopuuta on enemmän kuin nuorissa tai heikkotuottoisissa metsissä (Fridman ja Walheim 2000, Ihalainen ja Mäkelä 2009, Siitonen ym. 2009).

Suomen metsissä lahopuuta on keskimäärin $5,4 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (Ihalaisen ja Mäkelä 2009). Lahopuu ei ole jakautunut tasaisesti ympäri Suomea. Puuntuotannossa olevissa metsissä Pohjois-Suomessa lahopuuta on keskimäärin $6,5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ja Etelä-Suomessa $3,2 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (Ihalainen ja Mäkelä 2009). Lahopuustosta noin 70 % on maalahopuita ja lahoavien puiden puulajisuhteet mukailevat elävien puiden suhteita (Ihalainen ja Mäkelä 2009). Tutkimusten mukaan luonnonmetsissä lahopuuta on huomattavasti talousmetsiä enemmän, Etelä-Suomessa $60\text{--}120 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, Keski- ja Pohjois-Suomessa $50\text{--}80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ välillä, metsänrajalla olevissa metsissä lahopuun määrä laskee keskimäärin $20 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (Siitonen 2001). Vaikka metsien lahopuun määrä on huomattavasti vähentynyt 1800-luvun lopun määristä, on lahopuun määrän kehitys Etelä-Suomessa kääntynyt hitaaseen nousuun viimeisten vuosien aikana (Metsätilastollinen vuosikirja 2014, s.92). Lahopuun määrän kasvu johtuu todennäköisesti talousmetsien luonnonhoidonmenetelmien sisällyttämisestä osaksi metsänkäsittelyä. Esimerkiksi Tapion hyvän metsänhoidon suositukset sekä metsäsertifiointijärjestelmät suosivat tai edellyttävät lahopuuston säästämistä hakkuissa ja lahopuujatkumon mahdollistamista säästöpuiden jättämisellä.

1.4 Lahoaminen

Boreaalisella vyöhykkeellä puun lahoaminen on hidas prosessi. Esimerkiksi Mäkisen ym. (2006) mukaan Suomessa yleisimpien puulajien täydelliseen lahoamiseen kuluu 25–80 vuotta. Puuta lahottavat useat eri tekijät kuten sienet, hyönteiset ja bakteerit (Stokland ym. 2012, s.10–28). Pohjoisella havumetsävyöhykkeellä merkittävimpiä puiden lahottajia ovat ruskolahottajasienet, mutta myös kovakuoriasilla on tärkeä rooli boreaalisten metsien lahopuuston hajoamisessa (Stokland ym. 2012, s.10).

Puun lahoaminen on ennustettavissa, sillä ajan kuluessa kuollut puu menettää massaa, tiheyttä ja tilavuutta (Stokland ym. 2012, s.125). Lahoava puu käy läpi lukuisia erilaisia kemiallisia ja fysikaalisia muutoksia. Harmonin ym. (1986) mukaan lahoamisprosessin tyyppejä ovat muun muassa pirstoutuminen, kaatuminen, respiraatio ja biologiset muutokset. Merkittävimmät fyysiset muutokset lahopuussa liittyvät puuaineen tiheyden ja kuoren peittävyuden pienenemiseen (Stokland ym. 2012, s.123–125). Lahoamisprosessin aikana kaasumaisen hiilidioksidin määrä puussa lisääntyy ja selluloosin sekä ligniinin hajotessa myös typen määrä lisääntyy (Stokland ym. 2012,

s.123–125). Lahoamisprosessin lopputuotteena syntyy vettä (Stokland ym. 2012, s.123–125).

Puun lahoamisnopeutta kontrolloi lahottajaorganismien kyky toimia lahoavassa puussa. Lahottajaorganismien toimintaan vaikuttaa useat eri tekijät, kuten puuaineen laatu, ympäristöolosuhteet (lämpötila, kosteus-, happi- ja hiilidioksidipitoisuus), lahoamisprosessin vaihe, puulaji, lahopuun asento ja rungon läpimitta (Esim. Harmon ym. 1986, Brown ym. 1996, Næsset 1999b, Krankina ja Harmon 1995, Siitonen ym. 2000, Laiho ja Prescott 2004, Mäkinen ym. 2006, Holeksa ym. 2008, Shorohova ja Kapitsa 2014a). Esimerkiksi Bond-Lambertyn ym. (2002) mukaan lämpötilan ja kosteuden laskiessa liian alhaisiksi lahoamista ei tapahdu. Tämä johtuu siitä, että lahottajat eivät kykene toimimaan liian kylmissä tai kosteissa olosuhteissa.

Useat tutkimukset olettavat lahoamisnopeuden olevan vakio koko prosessin ajan (esim. Krankina ja Harmon 1995, Næsset 1999b, Tarasov ja Birdsey 2001, Yatskov ym. 2003, Shorohova ja Kapitsa 2014b). Kuitenkin esimerkiksi Harmon ym. (2000), Mäkinen ym. (2006) ja Fraver ym. (2013) ovat osoittaneet lahoamisnopeuden muuttuvan lahoamisprosessin aikana. Mäkisen ym. (2006) mukaan puun kuolemaa seuraa hitaan lahoamisen vaihe, 5–10 vuotta kuolemasta lahoaminen nopeutuu, kunnes lahoamisprosessin lopussa lahoaminen taas hidastuu.

Eri puulajien lahoamisnopeudet eroavat toisistaan, esimerkiksi Krankinan ja Harmonin (1995) mukaan Luoteis-Venäjällä keskimääräiset vuotuiset lahoamisnopeudet ovat männylle 3,3 % (+ 0,6 %), kuuselle 3,4 % (+ 1,0 %) ja koivulle 4,5 % (+ 1,3 %). Lehtipuut lahoavat yleensä havupuita ja maapuut pystypuita nopeammin (Krankina ja Harmon 1995, Yatskov 2003, Mäkinen ym. 2006). Tutkimusten mukaan joidenkin tekijöiden todelliset vaikutukset lahoamisnopeuteen ovat ristiriitaisia (Harmon ym.1986). Esimerkiksi Næssetin (1999b) mukaan keskikokoiset puut lahoavat pieniä puita nopeammin, Brownin ym. (1996), Mäkisen ym. (2006) ja Holeksan ym. (2008) mukaan suuret puut lahoavat pieniä puita hitaammin, kun taas Shorohovan ja Kapitsan (2014a) sekä Russellin ym. (2013) mukaan puun läpimitalla ei ole merkitystä lahoamisnopeuteen.

1.5 Lahopuudynamiikan mallintaminen

Lahopuun määrän ja laadun kehityksen simuloiminen on tärkeää, sillä talousmetsien lahopuudynamiikkaa mallintamalla pystytään muodostamaan käsitys tulevaisuuden lahopuun laadusta ja määristä. Simuloitujen tulosten perusteella lahopuudynamiikan kehitys on mahdollista huomioida talousmetsien hoidon päätöksenteossa ja talousmetsien luonnonhoidon menetelmien kehittämisessä.

Lahopuuston kehitystä on mallinnettu useilla eri menetelmillä. Koska puun lahoamisprosessi on hidas, suurin osa lahopuudynamiikkaa käsittelevien tutkimusten pohja-aineisto on kerätty kronosekvenssi-menetelmällä, eli eri aikaan kuolleiden puiden ominaisuuksia tutkimalla olettaen puissa tapahtuneiden muutosten olevan riippuvaisia ainoastaan puun kuolemasta kuluneesta ajasta. Kronosekvenssit mahdollistavat lahopuun kehityksen tutkimisen ilman pitkäaikaisia koejärjestelyitä ja seurantoja, mutta niiden heikkoutena on esimerkiksi se, että lahopuun ominaisuudet kuolinhetkellä joudutaan estimoimaan. Pitkäaikaisilta koealoilta kymmenien vuosien ajalta mitatun aineiston perusteella Suomen lahopuudynamiikkaa ovat simuloineet esimerkiksi Mäkinen ym. (2006).

Yleisimmin käytetty puun lahoamisprosessia kuvaava malli on Olsonin (1964) esittelemä negatiivinen eksponentiaalinen malli (Stokland ym. 2012, s.125). Mallissa lahoaminen on riippuvainen jäljellä olevan materiaalin määrästä. Mallilla voidaan laskea esimerkiksi muutoksia lahopuun tiheydessä, massassa, tilavuudessa ja kuoren peittävyudessa (Harmon ym. 1986). Negatiivisessa eksponentiaalisessa mallissa lahoamisnopeutta säädelään lahoamiskertoimella k . Malli olettaa lahoamisnopeuden olevan vakio koko lahoamisprosessin ajan, joka voi aiheuttaa vääristymiä saaduissa tuloksissa. Esimerkiksi Harmon ym. (2000) ja Mäkinen ym. (2006) ovat osoittaneet lahoamisnopeuden muuttuvan prosessin aikana.

Vuonna 2002 Kruys ym. julkaisivat uuden tavan mallintaa lahopuuston laholuokittaista dynamiikkaa ja sen kehitystä. Kruysin ym. (2002) malli perustuu lahopuun viipymään kussakin laholuokassa ja tästä viipymästä laskettuihin puiden todennäköisyyksiin siirtyä luokkien välillä. Mallissa puu voi viiden vuoden aikajänteellä I) säilyä alkuperäisessä luokassa, II) siirtyä seuraavaan luokkaan tai III) tai siirtyä kaksi luokkaa eteenpäin (Kruys ym. 2002). Myös muun mittaisten aikajänteiden käyttö on mahdollista. Kruys ym. (2002)

käyttivät mallia lahoppuustoon erittelemättä sitä pysty- tai maalahoppuuhun. Myöhemmin mallia laajemmin pysty- tai maalahoppuuston kehityksen simulointiin ovat kehittäneet esimerkiksi Aakala ym. (2008), Aakala (2010) ja Russell ym. (2013). Muita lahoppuudynamiikka mallintavia menetelmiä ovat muun muassa Harmonin ym. (2000) esittelemä vektorimenetelmä, Mäkisen ym. (2006) jäljellä olevan puun tiheyttä, massaa ja tilavuutta kuvaavat mallit, Fraverin ym. (2013) ehtymiskäyrät sekä esimerkiksi Eskelsonin ym. (2009) käyttämät regressiomallit.

Lahoppuuston kehityksen ennustamista tulevaisuuteen on toistaiseksi tehty melko vähän. Tulevaisuuden lahoppuun ennustamiseen tarvitaan tieto vallitsevasta lahoppuutilanteesta sekä ennuste tulevaisuuden puuston kuolleisuudesta. Tällainen tausta-aineisto voi perustua esimerkiksi oletukseen, että tulevaisuuden kuolleisuus vastaa mennyttä kuolleisuutta (esim. Aakala 2011) tai metsikkösimulaattoreista saatavaan puuston kuolleisuuden ennusteeseen (esim. Heikkilä ym. 2008). Puuston kuolleisuutta on ennustettu myös laajemmilla biomassan kehitystä kuvaavilla malleilla (esim. Scheller ja Mladenoff 2004). Aiemmat tutkimukset tulevaisuuden lahoppuustosta ovat käsitelleet lahoppuuta lähinnä kokonaisuutena tai osana muuta kuollutta biomassaa (esim. Heikkilä ym. 2008, Scheller ja Mladenoff 2004). Lahoppuuston laholuokittaista jakautumista tulevaisuudessa ei ole ennustettu. Laholuokittaisten jakaumien ennustaminen antaisi tärkeää tietoa tutkittaessa esimerkiksi saproksyytilajien elinympäristöjen esiintymistä tulevaisuudessa.

1.6 Tutkimuksen tavoitteet

Tämän pro gradu -työn tavoitteena oli simuloida UPM-Kymmene Oyj:n omistamien FSC-sertifioitujen metsien lahoppuuston kehitys vuoteen 2064 asti. Lahoppuuston kokonaistilavuuden muutoksia simuloitiin negatiivisella eksponentiaalisella mallilla. Negatiivisella eksponentiaalisella mallilla ei pystytä simuloimaan lahoppuun laholuokittaista jakautumista ja siksi myös muiden menetelmien sisällyttäminen tutkimukseen oli tarpeen. Lahoppuuston laholuokittaisen kehityksen ennustamista varten rakennettiin Suomen talousmetsien olosuhteisiin soveltuvat mallit. UPM:n tulevan lahoppuuston simuloinnin lisäksi malleilla tutkittiin talousmetsien lahoppuuston lahoamisnopeutta ja laholuokkien välisiä suhteellisia osuuksia lahoppuuston

hypoteettisessa tasapainotilassa. Tutkimuksessa lahoppuulla tarkoitettiin runkolahoppuuta. Tarkastelun ulkopuolelle jätettiin pieniläpimittainen lahoppu, hakkuutähteet, kannot, juuret ja elävien puiden kuolleet osat. Tutkimus toteutettiin yhteistyössä UPM-Kymmene Oyj:n Biorefining liiketoimintoon kuuluvan UPM Metsän Ympäristö ja Kestävä Kehitys toiminnon kanssa.

Lahoppuuston laholuokittaista jakaantumista ovat mallintaneet aiemmin esimerkiksi Harmon ym. (2000), Kruys ym. (2002), Vanderwel ym. (2006), Aakala ym. (2008), Holeksa ym. (2008), Aakala (2010, 2011) ja Russell ym. (2013). Lahoppuudynamiikkaan liittyvät tutkimukset koskevat usein luonnonmetsiä tai tarkastelevat ainoastaan pysty- tai maalahoppuustoa. Suomen talousmetsien olosuhteisiin soveltuvat lahoppuun lahoamista kuvaavat mallit on julkaissut Mäkinen ym. (2006). Talousmetsien laholuokittaisen lahoppuudynamiikan tutkimiseen soveltuvia malleja ei ole aiemmin rakennettu. Tällä tutkimuksella pyrittiin vastaamaan kyseiseen puutteeseen ja tarjoamaan työkalu Suomen talousmetsien laholuokittaisen lahoppuudynamiikan tutkimiseen.

Yksilöitynä tutkimuksen tavoitteet ovat:

- I) Kehittää talousmetsien lahoppuuston laholuokittaista dynamiikka simuloivat mallit männylle, kuuselle sekä lehtipuille.
- II) Määrittää talousmetsien lahoppuuston lahoamisnopeus.
- III) Määrittää talousmetsien lahoppuuston tasapainotilan saavuttamiseen kuluva aika ja tasapainotilassa olevan lahoppuuston lahoasteittaiset jakaumat.
- IV) Simuloida UPM-Kymmene Oyj:n omistamien FSC-Sertifioitujen metsien lahoppuuston kehitys vuoteen 2064.

2 Aineistot

2.1 Tutkimusalue

Tutkimusalue on UPM-Kymmene Oyj:n Suomessa omistamat FSC-sertifioidut metsätilat (kuva 2). Tilat sijaitsevat eteläisessä ja keskisessä Suomessa kahdeksan eri metsäkeskuksen alueella Kalajoki – Parikkala linjan eteläpuolella. Tilat sijoittuvat hemi-, etelä- ja keskiboreaalisille kasvillisuusvyöhykkeille (Ahti ym. 1968). Laskennassa mukana olevien tilojen yhteispinta-ala on noin 360 000 hehtaaria, josta noin 40 % sijaitsee Keski-Suomen metsäkeskuksen alueella (taulukko 1). Yleisin puulaji on mänty, kasvupaikka kuivahko kangas (VT) ja kehitysluokka varttunut kasvatusmetsikkö. Pinta-alasta 91,5 % on metsämaata ja puuston tyypillisin ikäluokka metsämaalla on 41–50 vuotta. Yhteensä noin 7 % pinta-alasta on täydellisen toimenpidekiellon piirissä, erityiskäsiteltäviä kohteita on noin 2 %.

Taulukko 1. UPM:n omistamien metsätilojen yhteispinta-ala eri metsäkeskusten alueella.

Metsäkeskus	Pinta-ala (ha)
Rannikko	2524
Lounais	17720
Pirkanmaa	40099
Etelä-Pohjanmaa	11851
Keski-Suomi	146943
Häme	43480
Kaakkois	43831
Etelä-Savo	57359
Yhteensä	363805



Kuva 2. Vihreät alueet edustavat UPM-Kymmene Oyj:n Suomessa omistamia metsiä. Yhtiön FSC-sertifioituneet metsätilat sijaitsevat Etelä – ja Keski-Suomessa punaisen linjan eteläpuolella.

2.2 UPM kuviotiedot ja MELA-syöttötiedostot

Käytetty metsävaratieto perustuu UPM-Kymmene Oyj:n Etelä- ja Keski-Suomessa omistamien tilojen kuviotietodataan. UPM Metsän käyttämä kuviotietoaineisto perustuu UPM:n toimihenkilöiden ja sopimusyrittäjien jatkuvaan kuviotietojen päivitykseen ja vuosittaisiin keskushallinnon suorittamiin metsikkökuvioiden kehityksen simulointeihin. Simuloinnit perustuvat Metsäntutkimuslaitoksen laatimiin MELA-ohjelmiston kasvumalleihin, joihin on tehty UPM:n metsien kasvua koskeva korjaus. UPM:n kuviotietojen heikkous on harvalukuisempien lehtipuulajien, kuten haavan ja leppien, lähes totaalinen puuttuminen kuviotiedoista. Harvalukuisemmat lehtipuut on useimmiten luettu koivuiksi. Harvalukuisempien lehtipuuositteiden puuttuminen ei ole ongelma, sillä lahoppuuta tarkastellaan Mänty, Kuusi ja Lehtipuu ositteina.

Tätä tutkimusta varten kuviotiedoista luotiin kymmenen MELA-syöttötiedostoa. MELA-syöttötiedostot on luotu UPM metsän käyttämän FOR-IT metsäjärjestelmän kuviotietodatasta heinäkuussa 2014. MELA-syöttötiedosto pitää sisällään valitun alueen kuviokohtaisen metsävaratiedon. Syöttötiedostojen maantieteellinen rajausta on tehty Suomen metsäkeskusalueiden mukaisesti. Lisäksi ne metsäkeskusalueet, jotka sijoittuvat sekä Etelä- että Väli-Suomen kasvualueille on jaettu kahtia kasvualueiden mukaan. Jako on toteutettu edellä mainitulla tavalla, jotta MELA-simulaatioissa huomioidaan lämpösummavyöhykkeiden eroavaisuudet puuston kasvussa ja Metsäntutkimuslaitoksen puukauppatilaston eri hinta-alueet.

2.3 Lahopuun määrä UPM:n mailla VMI-koealojen perusteella

UPM Metsän Ympäristö ja Kestävä Kehitys -tiimi tilasi kesällä 2014 Metsäntutkimuslaitokselta tiedot UPM:n omistamien maiden vallitsevasta lahopuutilanteesta. Metsäntutkimuslaitos laski UPM:n maiden nykyisen lahopuun tilavuuden yhtiön mailla sijaitsevilta valtakunnan metsien inventoinnin pysyväiskoealoilta mitatun lahopuudatan perusteella. VMI-koealojen perusteella laskettu UPM:n metsien tämänhetkinen lahopuutilanne perustuu FSC-alueella 210 eri pysyväiskoealalta mitattuun lahopuuaineistoon. Suhteutettuna koko pinta-alaan yksi koeala edustaa noin 1700 hehtaaria. Laskennat toteutettiin sekä VMI10:ssä että VMI11:ssä mitatun aineiston pohjalta. Tulokset on laskettu hehtaarikohtaisina lahopuuston keskitilavuuksina eroteltuna lahoasennoitain, -luokittain (liite 1) sekä havu- ja lehtilahopuuhun. VMI-luokitus vastaa maapuiden osalta Mäkisen ym. (2006) julkaisussa käytettyä luokitusta (liite 1), pystypuiden osalta VMI-luokituksessa lahonnein luokka 5 on jätetty pois (VMI11 maastotyöohje 2009). Tulokset on eritelty niin UPM:n kaikille Suomessa omistamille metsätiloille kuin UPM:n omistamille FSC-sertifioituille metsätiloille (taulukko 2).

VMI10 mukaan UPM:n FSC-sertifioituilla metsätiloilla on lahopuuta keskimäärin $3,3 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Lahopuun kokonaistilavuudesta noin neljännes on pystylahopuuta ja loput maalahopuuta. Pystylahopuulla tarkoitetaan yli 45° kulmassa pystyssä olevia kuolleita runkoja tai rungon osia, kaikki muut rungot tai niiden osat ovat maapuita (VMI11 maastotyöohje 2009). Pystypuiden yleisin laholuokka on 1 ja maapuiden 3. VMI11

mukaan FSC-alueen lahopuun määrä on noussut 1 m³ ha⁻¹, ollen uusimpien mittausten mukaan yhteensä 4,3 m³ ha⁻¹. Myös VMI11 mukaan noin neljännes lahopuuston kokonaismäärästä on pystylahopuita, joiden yleisin laholuokka on edelleen 1. Maapuiden yleisin laholuokka on VM11 mukaan 1, joka poikkeaa VMI10 tuloksista. Vaikka keskimääräinen lahopuun määrä kaikilla UPM:n omistamilla mailla on suhteellisen alhainen, on yhtiön omistamissa uudistuskypsissä metsissä VMI10 mukaan lahopuuta hieman yli 10 m³ ha⁻¹ ja VMI11 mukaan noin 17 m³ ha⁻¹.

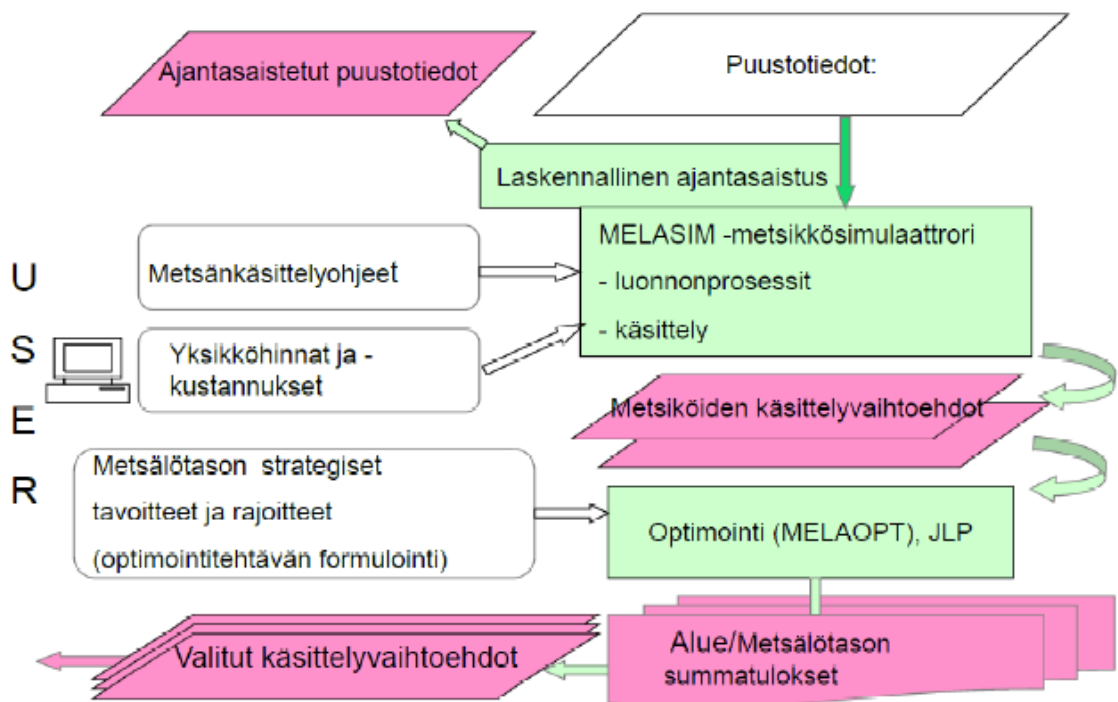
Taulukko 2. Lahopuu UPM:n metsissä VMI10 ja VMI11 mukaan.

Alue	Puulaji	Pystypuut				Maapuut				Yhteensä	
		Laholuokka				Laholuokka				Yhteensä	
		1	2	3	4	1	2	3	4	5	maa
VMI11											
						m ³ ha ⁻¹					
FSC	Havupuu	0,9	0,1			1	1,1	0,4	0,7	0,4	2,9
	Lehtipuu						0,1	0,2	0,1		0,4
	Yhteensä	0,9	0,1			1	1,2	0,7	0,8	0,4	3,3
EI-FSC	Havupuu	0,6				0,7	0,8	0,1	0,2	0,4	1,6
	Lehtipuu	0,2				0,2	0,2	0,2	0,2	0,1	0,7
	Yhteensä	0,8				0,8	1,0	0,3	0,3	0,5	2,3
Koko UPM	Havupuu	0,8	0,1			0,9	1	0,3	0,4	0,2	2,3
	Lehtipuu	0,1				0,1	0,1	0,2	0,1	0,1	0,6
	Yhteensä	0,9	0,1			0,9	1,1	0,5	0,6	0,5	2,8
VMI10											
FSC	Havupuu	0,7	0,1			0,8	0,2	0,5	1	0,2	2,9
	Lehtipuu						0,1	0,1	0,1		0,4
	Yhteensä	0,7	0,1			0,8	0,3	0,5	1,1	0,3	2,4
EI-FSC	Havupuu	0,5				0,5		0,1	0,1	0,3	0,7
	Lehtipuu						0,2			0,2	0,6
	Yhteensä	0,5				0,5	0,2	0,1	0,1	0,5	1,2
Koko UPM	Havupuu	0,6				0,7	0,1	0,3	0,6	0,3	1,4
	Lehtipuu						0,1		0,1	0,2	0,5
	Yhteensä	0,6				0,7	0,3	0,3	0,6	0,4	1,8

3 Lahoamismallin kehittäminen ja muut menetelmät

3.1 MELA-simulointi

MELA on Metsäntutkimuslaitoksen luoma metsän kehityksen simulointi ja operatiivisen päätöksenteon tukiohjelmisto (Redsven ym. 2012). MELA:ssa päätökset siitä, miten ja milloin metsään liittyviä hakkuita ja hoitotoimenpiteitä toteutetaan, perustuvat käyttäjän määrittelemiін tavoitteisiin ja rajoitteisiin (Redsven ym. 2012). Mallit, joihin MELA-simulaatiot perustuvat, on kuvattu tarkemmin esimerkiksi julkaisussa Hynynen ym. (2002).

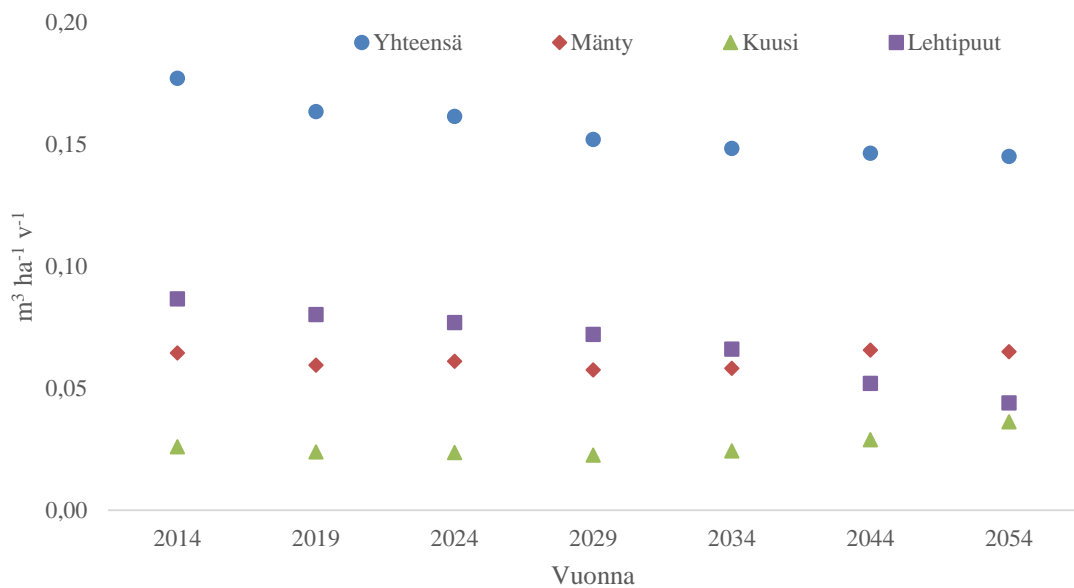


Kuva 3. MELA-analyysin vaiheet (Salminen 2012).

MELA-simulointia käytettiin tulevaisuudessa syntyvän lahoppuuston määrän ennustamiseen. Simulaatioissa käytetyt metsienkäsitteilyohjeet, tavoitteet ja rajoitteet ovat samat kuin UPM:n omissa metsikkösimuloinneissa käyttämät määrittelyt. Simulaatioiden optimointitehtävänä on käytetty nettotulojen nykyarvon maksimointia.

MELA-simulaatioita tehtiin yhteensä 10 kpl, yksi kutakin alueellista syöttötiedostoa kohden. Simulaatiot tuottivat muun muassa elävän puuston kokonaismäärän, puuston kasvun, puuston luonnonpoistuman ja jätettyjen säästöpuiden tilavuuden laskentakausittain. Mela simulaatiot tehtiin vuoteen 2064 asti. Ensimmäiset neljä laskentakautta olivat pituudeltaan 5 vuotta ja viimeiset kolme laskentakautta 10 vuotta.

Lahopuumäärien simuloinnin kannalta merkittävin edellä mainituista tuloksista on puuston vuosittainen luonnonpoistuma (kuva 4). MELA:ssa puuston luonnonpoistuma perustuu kolmeen prosessiin, I) Puiden luontaisen kuolemisen malliin, joka ennustaa luonnonpoistuman osana metsän luontaista kehitystä, II) puun iästä johtuva luontainen kuoleminen ja III) puuston itseharvenemisesta johtuva kuoleminen (Hynynen ym. 2002). Luonnonpoistuman arvot saatiin puulajeittain vuotuisina hehtaariohtaisina keskiarvoina erikseen kullekin laskentakaudelle (kuva 4). Simulaatiot on tehty MELA-ohjelmiston versiolla MELA2009b.



Kuva 4. Esimerkki MELA:lla simuloidusta puuston vuosittaisesta luonnonpoistumasta Hämeen metsäkeskuksen alueella.

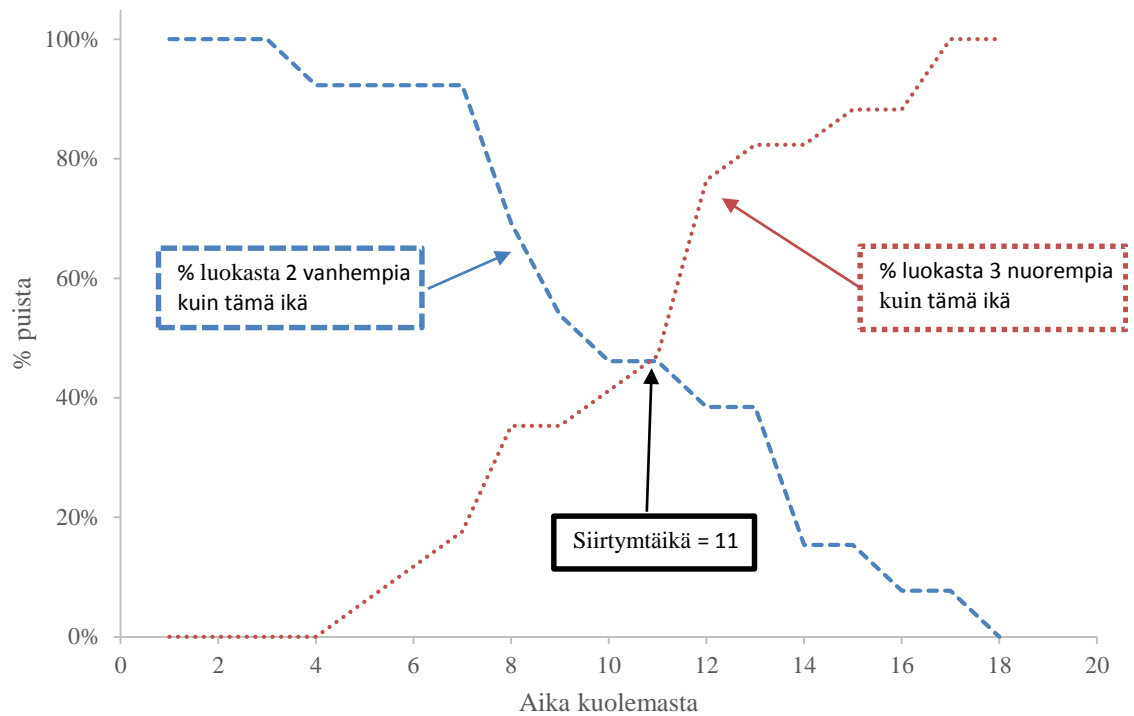
3.2 Laholuokittaisen jakaantumisen mallintaminen

Nykyisen lahopuun ja MELA-simulaatioista saadun vuosittaisen luonnonpoistuman jakaantumista eri laholuokkiin tulevaisuudessa ennustettiin Kruysin ym. (2002) kehittämällä siirtymämatriisilla. Lahopuuluokituksena käytetään Mäkisen ym. (2006) viisiportaista laholuokitusta sekä pysty- että maapuille (Liite 1). Lahopuulla tarkoitetaan runkolahopuuta. Tarkastelun ulkopuolelle on jätetty pieniläpimittainen lahopuu, hakkuutähteet, kannot, juuret ja elävien puiden kuolleet osat.

Käytetyssä mallissa puu voi I) säilyä luokassa m , II) siirtyä luokkaan $m + 1$ tai III) $m + 2$ (kuva 6). Malli ei erottele maa- ja pystylahopuuta erikseen, vaan käsittelee lahopuuta yhtenä kokonaisuutena (Kruys ym. 2002). Tämän tutkimuksen tavoitteita varten malliin lisättiin esimerkiksi Aakalan ym. (2008) ja Aakalan (2010) esittelemä pystypuun mahdollisuus kaatua, eli siirtyä pystylahopuusta maapuiksi (kuva 6).

Todennäköisyys siirtyä luokasta toiseen tai pysyä luokassa laskettiin Kruysia ym. (2002) mukaillen 5-vuotiskausittain. Siirtymien todennäköisyys laskettiin käyttäen yksinkertaista todennäköisyyslaskentaa ja kunkin laholuokan keskimääräistä viipymää x_i . Puiden keskimääräinen viipymä kussakin laholuokassa laskettiin puulajeittain maa- ja pystylahopuille Huggardin (1999) esittämällä menetelmällä.

Huggardin (1999) menetelmän hyödyntäminen edellyttää sellaisen pohja-aineiston käyttöä, josta käy ilmi aika puun kuolemasta, lahoaste, puulaji ja lahopuun asento (maa / pysty). Tätä varten saatiin käyttöön Mäkisen ym. (2006) tutkimuksen Suomesta mitattu aineisto, josta käy ilmi edellä mainitut tiedot. Käytetty materiaali on kerätty 58 harvennuksen pitkäaikaiskoealalta Etelä- ja Keski-Suomesta. Tarkempi kuvaus aineistosta löytyy julkaisusta Mäkinen ym. (2006). Huggardin (1999) menetelmässä kunkin laholuokan lahopuiden ikä piirrettiin kumulatiivisena prosentiosuutena, jotka olivat kussakin luokassa tiettyä ikää nuorempia tai vanhempia (kuva 5). Siirtymä luokasta toiseen tapahtuu, kun lahopuun todennäköisyys kuulua kumpaan tahansa luokkaan on yhtä suuri (kuva 5). Viipymä kussakin laholuokassa vastaa aikaa, joka on kahden toisiaan seuraavan siirtymäajan välissä (Huggard 1999).



Kuva 5. Esimerkki siirtymäiän määrittämisestä (Huggard 1999): Maalahojen lehtipuiden siirtymä luokasta 2 luokkaan 3.

Viisiportaista laholuokitusta ei pystytty kaikissa tapauksissa hyödyntämään, sillä Mäkisen ym. (2006) aineiston tiettyjen puulajien ja laholuokkien havaintoja oli vain vähän, eikä keskimääräinen kuolemasta kulunut aika ollut kaikissa tapauksissa looginen. Toisin sanoen joillakin laholuokilla lahonneempien luokkien keskimääräinen kuolemasta kulunut aika oli pienempi kuin vähemmän lahonneilla luokilla (katso Mäkinen ym. 2006, taulukko 7). Huggardin (1999) menetelmän toimivuuden takaamiseksi laholuokkia yhdisteltiin taulukon 3 mukaisesti. Männyn ja kuusen pystylahopuilla mahdollisuus siirtyä laholuokkaan 5 poistettiin, sillä Mäkisen ym. (2006) aineistossa yhtään kyseisten puulajien edustajaa ei päätenyt pystylaholuokkaan 5.

Taulukko 3. Käytetyt laholuokat. Yhdistetyt laholuokat lihavoitu. (P) pystypuu, (M) Maapuu. Suluissa oleva arvo kuvaa kunkin luokan näytteiden lukumäärää Mäkisen ym. (2006) aineistossa.

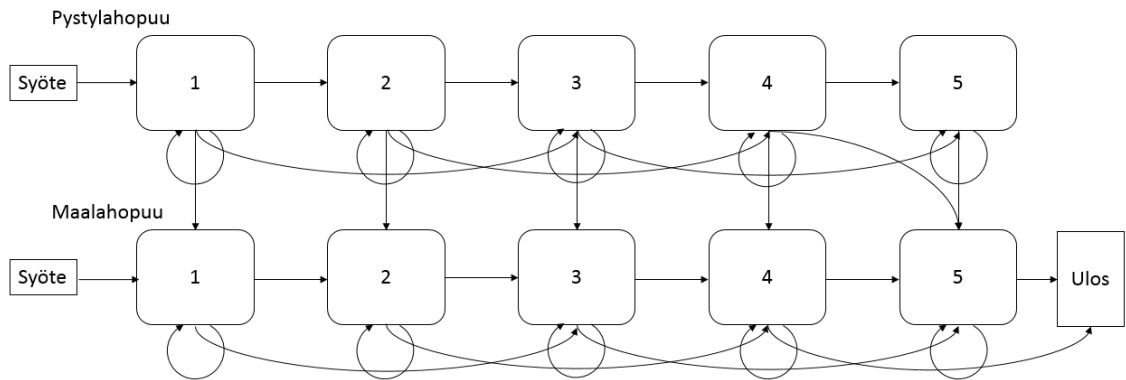
Laholuokka					
Tyyppi	1	2	3	4	5
Mänty					
P	1 (366)	2 (42)	3 (3)	4 (3)	-
M	1 (85)	2 (120)	3 (84)	4 (26)	5 (3)
Kuusi					
P	1 (214)	23 (4)		4 (3)	-
M	1 (61)	2 (30)	3 (12)	4 (14)	5 (3)
Lehtipuut					
P	1 (66)	2 (41)	3 (26)	4 (16)	5 (4)
M	1 (4)	23 (30)		45 (21)	

Laholuokittaisen kuolemasta kuluneen ajan perusteella ei Huggardin (1999) menetelmällä pystytä määrittämään viimeisen laholuokan kestoa. Maapuiden täydellisen lahoamisen aikana käytettiin negatiivisella eksponentiaalisella mallilla Krankinan ja Harmonin (1995) lahoamiskertoimilla laskettua aikaa siihen, kun puusta yli 75 % on lahonnut. Pystypuilla viimeisenä mahdollisena ajanhetkenä siirtyä maapuuksi käytettiin Mäkisen ym. (2006) esittelemillä kaavoilla laskettua aikaa, kun puun todennäköisyys olla pystyssä on alle 10 % (kuva 7). Pisimmät viipymät havaittiin kaikilla puulajeilla ja lahoasannoilla ensimmäisessä ja viimeisessä laholuokassa (taulukko 4).

Taulukko 4. Mäkisen ym. (2006) aineistosta määritetyt lahoppuun viipymät kussakin laholuokassa. Yhdistettyjen luokkien viipymät lihavoitu. (P) pystypuu, (M) Maapuu.

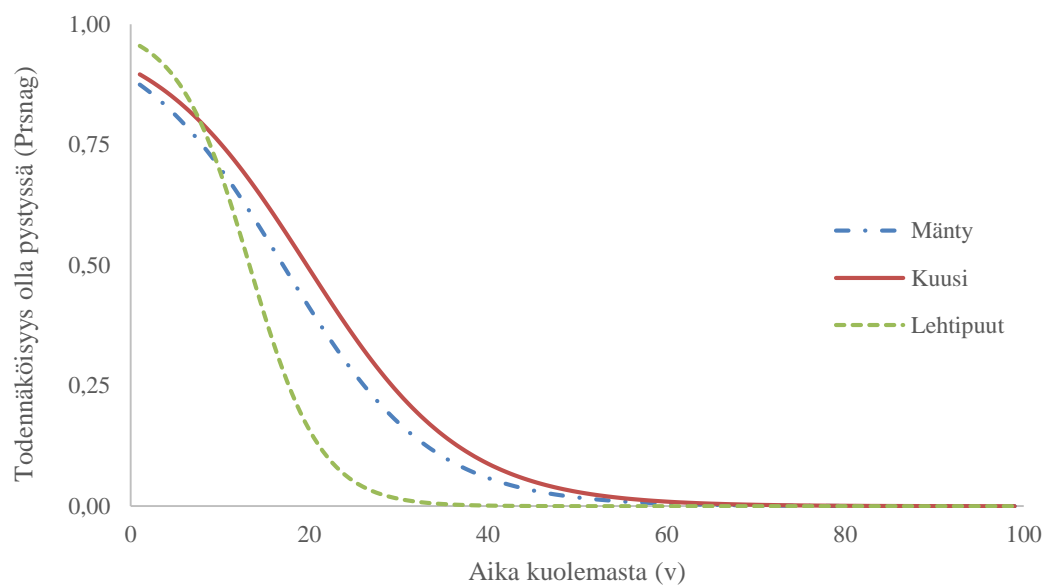
Laholuokka	1	2	3	4	5
Tyyppi	Viipymä luokassa (vuotta)				
Mänty					
P	12	9	2	13	-
M	15	6	2	3	16
Kuusi					
P	19	4		16	-
M	14	4	7	3	12
Lehtipuut					
P	5	2	2	3	11
M	7	5		18	

Tutkimuksen tavoitteiden saavuttamiseksi Kruysin ym. (2002) malliin lisättiin puiden kaatumismahdollisuus (kuva 6).



Kuva 6. Käytetty siirtymämatriisi (Kruys ym. 2002). Numeroidut neliöt kuvaavat laholuokkia ja nuolet mahdollisia siirtymiä luokkien välillä.

Kaatumismahdollisuuden lisäämiseksi malliin laskettiin puiden kaatumistodennäköisyys puulajeittain. Mäkisen ym. (2006) julkaisemilla kaavoilla pystyttiin käytettävissä olevan aineiston perusteella laskemaan puun todennäköisyys olla pystyssä kuolemasta kuluneen ajan suhteen Pr_{snag} (kuva 7).



Kuva 7. Puiden todennäköisyys olla pystyssä kuolemasta kuluneen ajan suhteen (Mäkinen ym. 2006).

Laholuokkaluokkakohtainen kaatumistodennäköisyys luokassa viipymän m_i aikana laskettiin seuraavasti: Pr_{snag} arvoksi valittiin puulaji ja laholuokkakohtaisesti Pr_{snag} arvo kunkin laholuokan lopussa, eli millä todennäköisyydellä puu on pystyssä kunkin luokan päätteeksi. Viimeisen laholuokan siirtymäiksi on valittu vuosi, jolloin Pr_{snag} on alle 10 %. Viimeisen laholuokan lopussa Pr_{snag} arvo on määritetty nolaksi, sillä kaikkien pystylahopuiden oletetaan silloin kaatuneen. Kaatumistodennäköisyys r_i luokan aikana lasketaan ensimmäiselle luokalle:

$$r_1 = 1 - pr_{snag} \quad (1)$$

muille luokille pois lukien viimeinen luokka:

$$r_{1+n} = 1 - pr_{snag} - \sum_{n=1}^n r_n \quad (2)$$

ja viimeiselle luokalle.

$$r_n = 1 - r_{i,1} - r_{i,2} - \dots r_{i,n-1} \quad (3)$$

Pystypuiden matriisia muodostettaessa huomioitiin puiden mahdollisuus kaatua. Mahdollisuus siirtyä pystypuusta kokonaan ulos systeemistä, eli lahota täysin, poistettiin ja kaikki pystypuut pakotettiin ensin maapuiksi. Vuosittainen puun kaatumistodennäköisyys laskettiin ensimmäiselle luokalle Aakalan ym. (2008) kaavalla, jossa laholuokkakohtainen todennäköisyys kaatua r_i jaettiin puun viipymällä m_i kyseisessä laholuokassa:

$$P_{1,f} = \frac{r_i}{m_i} \quad (4)$$

Seuraaville luokille kaatumistodennäköisyys laskettiin kaavalla:

$$P_{1+n,f} = \frac{r_{1+n}/(1-r_n-\dots r_{n,x})}{m_n} \quad (5)$$

kaava laskee osuuden, joka edellisestä luokasta selvinneistä puista kaatuu kyseisessä luokassa. Viimeisessä luokassa kaatumistodennäköisyys laskettiin:

$$P_{final,f} = \frac{1}{m_{final}} \quad (6)$$

Todennäköisyys kaatua viiden vuoden laskentajaksolla laskettiin kaavalla:

$$Q_{m,f} = \sum_{i=1}^5 (P_{m,f})^i \quad (7)$$

Kruysin ym. (2002) kaavoista poiketen kaikissa luokissa on huomioitava puun mahdollisuus siirtyä pystypuusta maapuiksi. Aakalan ym. (2008) mukaan vuosittainen siirtyminen luokasta m luokkaan $m + 1$ laskettiin kaavalla:

$$P_{m,m+1} = \frac{1-P_{m,f}}{m_i} \quad (8)$$

ja todennäköisyys säilyä luokassa m :

$$P_{m,m} = 1 - (P_{m,m+1} + P_{m,f}) \quad (9)$$

5-vuotiskaudella siirtyminen luokasta m luokkaan $m+1$ laskettiin pystypuiden osalta kaavalla:

$$Q_{m,m+1} = \sum_{i=1}^5 (P_{m,m})^{(i-1)} P_{m,m+1} (P_{m+1,m+1})^{(5-i)} \quad (10)$$

todennäköisyys säilyä luokassa m 5-vuotiskauden jälkeen:

$$Q_{m,m} = (P_{m,m})^5 \quad (11)$$

ja siirtymä luokasta m luokkaan $m+2$:

$$Q_{m,m+2} = 1 - (Q_{m,f} + Q_{m,m+1} + Q_{m,m}) \quad (12)$$

(Aakala ym. 2008, Aakala, 2010). Niissä tapauksissa, joissa $Q_{m,m+1}$ ja $Q_{m,m+2}$ ohjasivat lahopuut kokonaan ulos systeemistä, on kyseiset puut siirretty täyden lahoamisen sijasta maalahopuihin (kuva 6).

Laskettaessa maapuiden todennäköisyyksiä pysyä samassa luokassa tai siirtyä luokkien välillä käytettiin Kruysin ym. (2002) esittelemiä kaavoja. Määritettäessä osuutta puista, jotka poistuvat luokasta i vuosittain käytettiin luokittaisen viipymän käänteisarvoa:

$$P_m = \frac{1}{m_i} \quad (13)$$

vähentämällä saatu P_m luvusta 1 saadaan osuus, joka pysyy luokassa vuosittain.

Viiden vuoden jälkeen säilyvä osuus saadaan:

$$Q_{m,m} = (1 - P_m)^5 \quad (14)$$

Siirtyminen seuraavaan luokkaan saadaan:

$$Q_{m,m+1} = \sum_{i=1}^5 (1 - P_m)^{(i-1)} P_m (1 - P_{m+1})^{(5-i)} \quad (15)$$

ja siirtyminen luokkaan $m + 2$ saadaan:

$$Q_{m,m+2} = 1 - (Q_{m,m} + Q_{m,m+1}) \quad (16)$$

(Kruys ym. 2002). Laskennoissa käytetty 5-vuoden laskentajakso on todennettu soveltuvaksi boreaalisella vyöhykkeelle (Kruys ym. 2002), mutta myös muun mittaista laskentajaksoa voidaan käyttää muuttamalla oheisten kaavojen korotuksen 5 muuhun $n:n$ arvoon.

Männylle, kuuselle ja lehtipuille laskettiin omat siirtymämatriisit (taulukko 5 a, b, c). Yksi matriisi sisältää todennäköisyydet siirtyä pystylaholuokissa, kaatua eli siirtyä pystylahopuusta maalahopuiksi, siirtyä maalaholuokissa tai siirtyä ulos systeemistä eli lahota kokonaan (kuva 6).

Taulukko 5a. Männyn siirtymämatriisi.

		Luokasta								
Luokkaan		Pysty 1	Pysty 2	Pysty 3	Pysty 4	Maa 1	Maa 2	Maa 3	Maa 4	Maa 5
	Pysty 1	0,558	-	-	-	-	-	-	-	-
	Pysty 2	0,023	0,177	-	-	-	-	-	-	-
	Pysty 3	0,389	0,005	0,021	-	-	-	-	-	-
	Pysty 4	-	0,561	0,511	0,449	-	-	-	-	-
	Maa 1	0,030	-	-	-	0,708	-	-	-	-
	Maa 2	-	0,257	-	-	0,204	0,402	-	-	-
	Maa 3	-	-	0,078	-	0,088	0,185	0,031	-	-
	Maa 4	-	-	0,390	0,083	-	0,413	0,301	0,132	-
	Maa 5	-	-	-	0,468	-	-	0,667	0,729	0,724
	Ulos	-	-	-	-	-	-	-	0,139	0,276

Taulukko 5b. Kuusen siirtymämatriisi.

		Luokasta							
Luokkaan		Pysty 1	Pysty 23	Pysty 4	Maa 1	Maa 2	Maa 3	Maa 4	Maa 5
	Pysty 1	0,672	-	-	-	-	-	-	-
	Pysty 23	0,014	0,179	-	-	-	-	-	-
	Pysty 4	0,289	0,193	0,524	-	-	-	-	-
	Maa 1	0,026	-	-	0,690	-	-	-	-
	Maa 2	-	0,058	-	0,181	0,237	-	-	-
	Maa 3	-	-	-	0,128	0,526	0,463	-	-
	Maa 4	-	0,570	0,067	-	0,237	0,248	0,132	-
	Maa 5	-	-	0,409	-	-	0,289	0,687	0,647
	Ulos	-	-	-	-	-	-	0,181	0,353

Taulukko 5c. Lehtipuiden siirtymämatriisi.

		Luokasta							
Luokkaan		Pysty 1	Pysty 2	Pysty 3	Pysty 4	Pysty 5	Maa 1	Maa 23	Maa 45
	Pysty 1	0,292	-	-	-	-	-	-	-
	Pysty 2	0,018	0,026	-	-	-	-	-	-
	Pysty 3	0,667	0,127	0,024	-	-	-	-	-
	Pysty 4	-	0,811	0,219	0,090	-	-	-	-
	Pysty 5	-	-	0,704	0,228	0,386	-	-	-
	Maa 1	0,023	-	-	-	-	0,463	-	-
	Maa 23	-	0,035	0,053	-	-	0,337	0,328	-
	Maa 45	-	-	-	0,682	0,614	0,200	0,587	0,751
	Ulos	-	-	-	-	-	-	0,086	0,249

Laholuokkien yhdistämiset huomioitiin matriiseissa siten, että männyllä pystylaholuokasta 4 kaatuvat puut siirtyivät maalaholuokkiin 4 ja 5. Kuusella pystylaholuokasta 23 kaatuvat puut siirtyivät maalaholuokkaan 2 ja 4, pystylaholuokasta 4 kaatuvat kuuset siirtyvät maalaholuokkaan 4 ja 5. Lehtipuilla pystylaholuokista kaatuvat puut siirtyivät maalaholuokkaan, joka sisältää kyseisen laholuokan esimerkiksi pystylaholuokista 2 ja 3 siirryttiin maalaholuokkaan 23. Kaikki muut siirtymät tapahtuivat pystylaholuokkaa vastaavaan maalaholuokkaan.

Jotta puuston lahoamisnopeuksia voidaan vertailla muiden tutkimuksien kanssa, laaditun siirtymämatriisin avulla selvitettiin puulajikohtaisesti lahopuuston puoliintumisaika ja aika siihen, kun 95 % puusta on lahonnut. Lisäksi määritettiin tasaisella lahopuusyötteellä saavutettavaan laholuokkien väliseen tasapainotilaan kuluva aika ja tasapainotilassa

olevan lahokuuston jakautuminen lahoasteittain. Puuston lahoamisnopeus määritettiin syöttämällä matriisiin 100 puuta ajanhetkellä nolla ja graafisen tarkastelun perusteella määritettiin, millä ajanhetkellä 50 % ja 95 % puista oli lahonneita. Tasapainotilan saavuttamiseen kuluvaa aikaa tutkittiin syöttämällä matriisiin sama määrä puita 5 vuoden välein. Graafisen tarkastelun perusteella määritettiin, milloin tasapainotila saavutettiin ja millainen oli tasapainotilan laholuokkajakauma.

Simuloitaessa UPM:n FSC-sertifioitujen alueiden tulevaisuuden lahokuun määriä laadittujen siirtymämatriisien syötteenä käytettiin VMI-aineiston mukaista UPM:n FSC-sertifioitujen metsien tämänhetkistä lahokuun määrää ja MELA-simuloinneista saatavaa tulevaisuuden luonnonpoistumaa. Uusi syöte lisättiin matriisiin 5-vuotiskausittain. VMI aineistojen havulahopuu jaettiin UPM:n FSC-sertifioitujen alueiden havupuiden todellisten prosentuaalisten osuuksien mukaan mäntyä 70 % ja kuusta 30 %. MELA-simulointien vuosittainen luonnonpoistuma jaettiin lahokuutyypeille siten, että 60 % syötteestä oli pystypuita ja 40 % maapuita. Tulokset laskettiin kaikille laskenta-alueille toimenpidekielto ja ei-toimenpidekieltokohteet eriteltynä. Laholuokittaisia tuloksia esitettäessä laholuokkia tarkasteltiin niiden lahoasteen mukaan kolmessa ryhmässä: I) tuoreet lahokuut, joka sisältää laholuokan 1, II) hieman lahonneet puut, joka sisältää laholuokat 2 ja 3 sekä III) pitkälle lahonneet puut, joka sisältää laholuokat 4 ja 5. Kaikki laskennat toteutettiin Microsoft Excelillä (Versio Professional 2013).

3.3 Negatiivinen eksponentiaalinen malli

Negatiivisella eksponentiaalisella mallilla ennustettiin esimerkkiaineiston lahokuuston kokonaistilavuuden muutoksia ajan kuluessa. Saatuja tuloksia hyödynnettiin vertailtaessa kahdella eri mallilla ennustetun tulevaisuuden lahokuuston määrää. Negatiivinen eksponentiaalinen malli (Olson 1963) on yleisimmin käytetty puun lahoamisen malli. Malli olettaa lahoamisnopeuden olevan riippuvainen jäljellä olevan materiaalin määrästä ja lahoamisnopeuden olevan sama koko prosessin ajan. Negatiivinen eksponentiaalinen malli saa muodon:

$$Y_t = Y_0 e^{-kt} \quad (17)$$

jossa Y_t on lahopuun määrä ajanhetkellä t , Y_0 on lahopuun määrä kuolinhetkellä, k on lahoamisnopeutta kuvaava vakio ja t on aika syntyhetkestä. Y_0 on MELA-ennusteista saatu puuston vuosittainen hehtaarikohtainen luonnonpoistuma ja nykyisestä lahopuustosta laholuokittaisten viipymien perusteella kaavalla:

$$Y_0 = \frac{Y_t}{e^{-kt}} \quad (18)$$

laskettu lahopuun määrä sen syntyhetkellä. Lahoamiskertoimet k on valittu mahdollisimman hyvin Suomen ilmasto- ja kasvillisuusolosuhteita vastaavilta alueilta tehdyistä tutkimuksista (taulukko 6). Taulukossa 6 kuvatuista lahoamiskertoimista ainakin Krankinan ja Harmonin (1995) lahoamiskertoimien on todettu olevan käyttökelpoisia tutkimusalueella (Siitonen 2001). Havupuiden lahoamiskertoimena on käytetty keskimääräisiä arvoja, jos molempien puulajien lahoamiskerroin on ollut käytettävissä.

Taulukko 6. Relevanteista tutkimuksista koottuja puun lahoamiskertoimia (k).

Tutkimus	Lahoamiskerroin k		
	Mänty	Kuusi	Koivu
Krankina ja Harmon (1995)	0,0330	0,0340	0,0450
Næsset (1999b)		0,0435''	
Tarasov ja Birdsey (2001)	0,010-0,0270*	0,050-0,0390**	0,0390***
Yatskov ym. (2003)	0,0325'	0,0230'	0,0455'
Shorohova ja Kapitsa (2014b)		0,0290	0,0290

'' 16–20 cm läpimittaluokan lahoamiskerroin

* 15–35 cm, **20–40cm ja ***15–60cm läpimittaluokan lahoamiskerroin

'Maa- ja pystylahojen puiden keskimääräinen lahoamiskerroin

Negatiivisella eksponentiaalisella mallilla simulaatiot tehtiin eri lahoamiskertoimilla kaikille kymmenelle laskenta-alueelle erikseen. Tehdyissä simulaatioissa eroteltiin lisäksi täydellisen toimenpidekiellon kohteissa oleva lahopuusto. Mallin syötteenä käytettiin VMI aineiston mukaista UPM:n FSC-sertifioitujen metsien tämänhetkistä lahopuun tilavuutta ja MELA-simuloinneista saatavaa tulevaisuuden luonnonpoistumaa. Luonnonpoistumasta saatava syöte lisättiin malliin vuosittain.

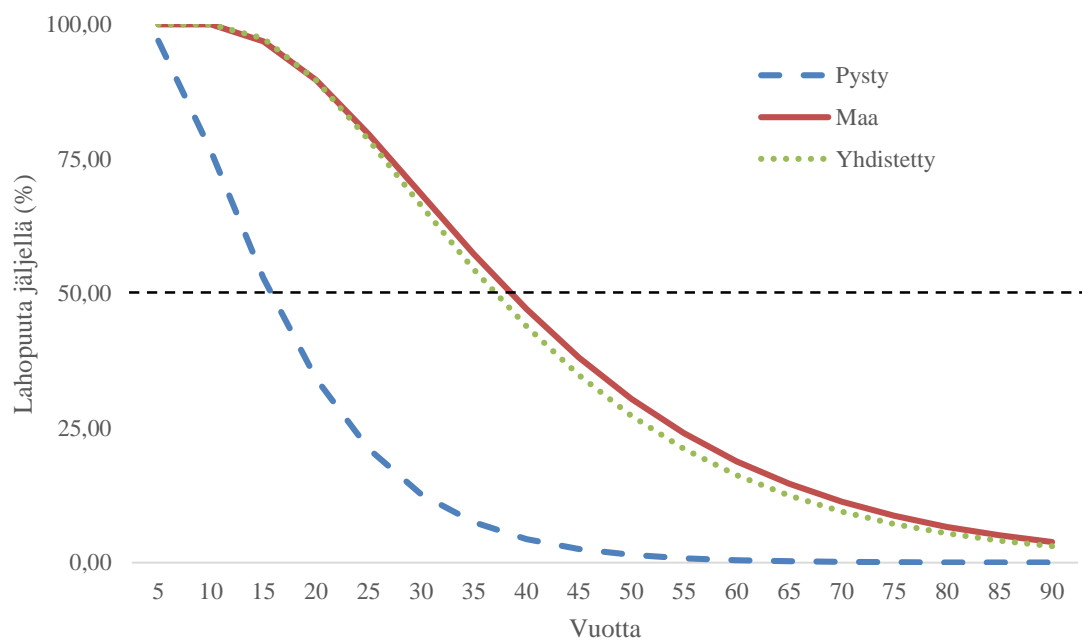
4 Tulokset

4.1 Laholuokittaisten jakaumien mallintaminen

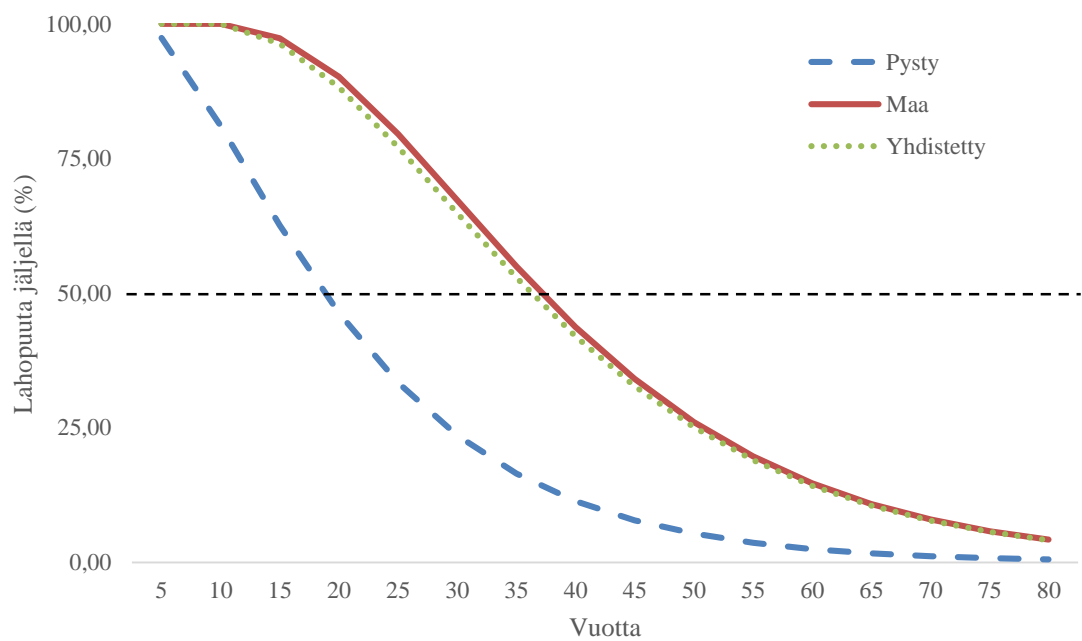
4.1.1 Lahoamisnopeus

Lahoamiseen kuluvat ajat määritettiin puolajettain pystylahopuille, maalahopuille ja edellä mainittujen yhdistelmälle. Pysty- ja maalahopuiden simuloinneissa syöte ohjattiin vain kyseiseen ryhmään, kun taas yhdistelmässä molempiin lahopuutyyppihin ohjattiin 50 % syötteestä. Männyn pystylahopuilla puoliintumiseen kului noin 16 vuotta, maalahopuilla noin 38 vuotta ja kokonaislahopuustolla noin 37 vuotta (kuva 8). Pystylahojen kuusten määrä puoliintui noin 19 vuodessa, maalahopuiden noin 37 vuodessa ja kokonaislahopuuston noin 36 vuodessa (kuva 9). Pystylahojen lehtipuiden määrän puoliintumiseen kului noin 16 vuotta, maapuiden noin 25 vuotta ja kokonaislahopuuston noin 30 vuotta (kuva 10).

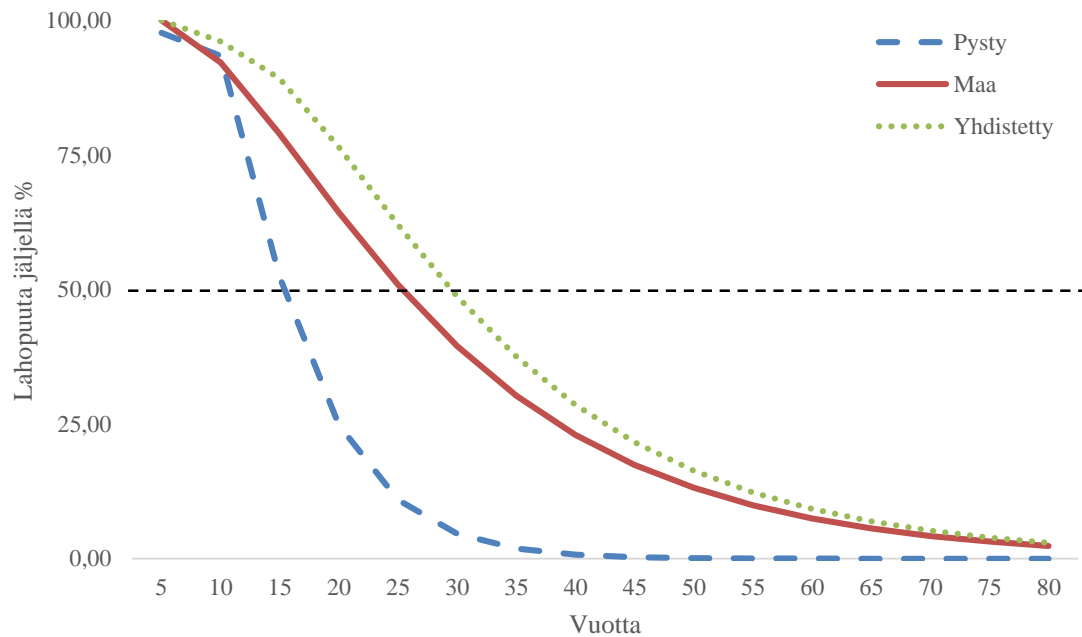
Lähes täydelliseen lahoamiseen (95 %) kuluva aika oli männyn pystylahopuilla noin 39 vuotta, maapuilla noin 90 vuotta ja kokonaislahopuustolla noin 85 vuotta (kuva 8). Pystylahojen kuusten 95 % lahoaminen vei noin 51 vuotta, maalahopuiden ja kokonaislahopuuston noin 77 vuotta (kuva 9). Lehtipuiden lähes täydellinen lahoaminen vei pystypuilla noin 30 vuotta, maapuilla noin 68 vuotta ja kokonaislahopuustolla noin 72 vuotta (kuva 10).



Kuva 8. Mäntylahopuun lahoaminen ajan suhteen.



Kuva 9. Kuusilahopuun lahoaminen ajan suhteen.



Kuva 10. Lehtilahopuun lahoaminen ajan suhteen.

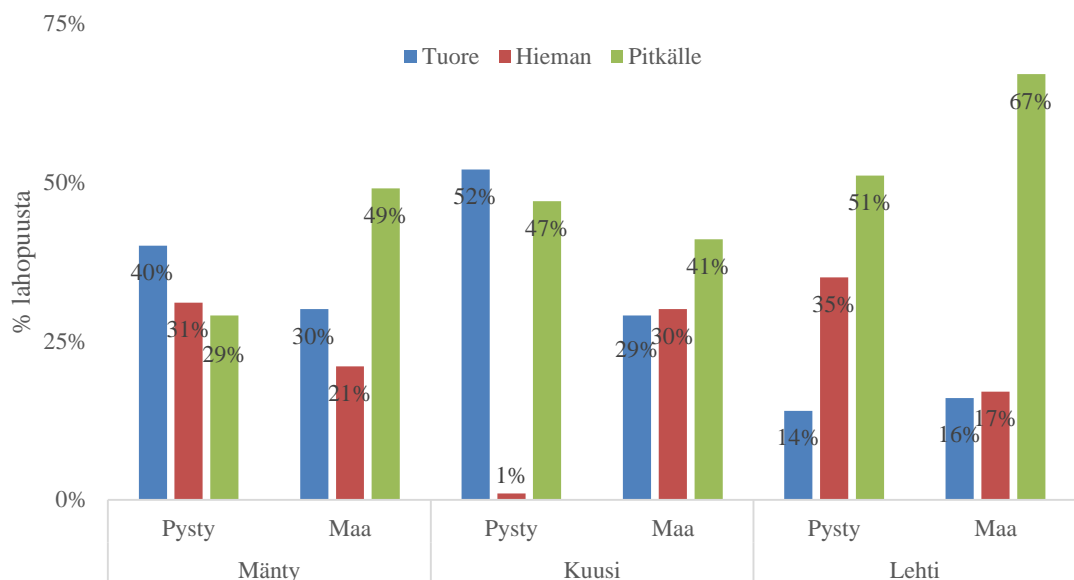
4.1.2 Tasapainotila

Siirtymämatriisien avulla määritettiin, milloin tasaisella syötteellä lahopuiden laholuokittainen jakauma ja kokonaismäärä saavuttivat tasapainotilan. Männyn pystylahopuiden osalta tasapainotila saavutettiin noin 50 vuoden ja maalahojen noin 110 vuoden tasaisen lahopusyötteen jälkeen. Männyn kokonaislahopuusto saavutti tasapainotilan noin 105 vuoden syötteen jälkeen. Pystylahojen mäntyjen tasapainotilassa 40 % kokonaislahopuustosta oli tuoretta, 31 % hieman lahonnutta ja 29 % pitkälle lahonnutta lahopuuta. Maalahojen puiden osalta lahopuu oli jakautunut epätasaisemmin laholuokkien välille, tuoretta lahopuuta oli 30 %, hieman lahonnutta 21 % ja pitkälle lahonnutta puuta 49 % kokonaislahopuustosta (kuva 11).

Kuusen pystylahopuut saavuttivat tasapainotilan noin 60 vuoden ja maalahot noin 95 vuoden tasaisen lahopusyötteen jälkeen. Kuusen kokonaislahopuusto saavutti tasapainotilan noin 100 vuoden syötteen jälkeen. Pystylahojen kuusten tasapainotilassa 52 % kokonaislahopuustosta oli tuoretta, 1 % hieman lahonnutta ja 47 % pitkälle lahonnutta lahopuuta. Maalahojen puiden osalta lahopuu oli jakautunut tasaisemmin

lahoasteiden välille, tuoretta lahoppuuta oli 29 %, hieman lahonnutta 30 % ja pitkälle lahonnutta puuta 41 % kokonaislahoppuustosta (Kuva 11).

Pystylahot lehtipuut saavuttivat tasapainotilan noin 45 vuoden ja maalahot noin 100 vuoden tasaisen lahoppuussyötteen jälkeen. Kokonaislehtilahoppuusto saavutti tasapainotilan noin 105 vuoden syötteen jälkeen. Pystylahojen lehtipuiden tasapainotilassa 14 % kokonaislahoppuustosta oli tuoretta, 35 % hieman lahonnutta ja 51 % pitkälle lahonnutta lahoppuuta. Maalahojen puiden osalta pitkälle lahonnut puu oli 67 % osuudella vallitseva lahoaste, hieman lahonnutta puuta oli 17 % ja tuoretta lahoppuuta 16 % (kuva 11).

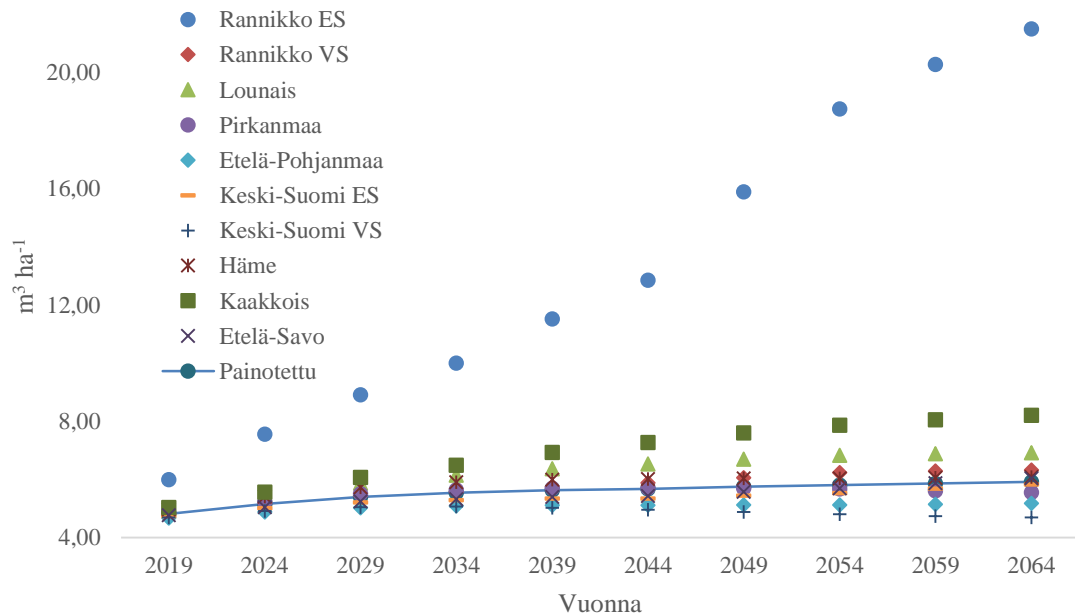


Kuva 11. Lahoppuutyypin lahoasteittainen jakautuminen tasapainotilassa.

4.1.3 Laholuokittainen lahoppuun tilavuus UPM:n mailla tulevaisuudessa

UPM:n FSC-sertifioitujen metsien ennustettu lahoppuun tilavuus kasvoi hitaasti kohti vuotta 2064 (kuva 12). Eri laskenta-alueiden pinta-aloilla painotettu keskimääräinen lahoppuun tilavuus koko laskentakauden aikana oli $5,56 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, vaihdellen vuoden 2019 $4,82 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ja vuoden 2064 $5,92 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ välillä (taulukko 7). Alueittain ennustetut lahoppuun tilavuudet mukailivat nousevaa trendiä kaikilla laskenta-alueilla lukuun ottamatta Keski-Suomi VS ja Pirkanmaan aluetta, jossa korkeimmat lahoppuun tilavuudet

olivat vuosien 2034 ja 2044 välillä (taulukko 7). Alueellisesti korkeimmat lahoppuun tilavuudet ennustettiin Rannikko ES alueella ja matalimmat Keski-Suomi VS alueella.

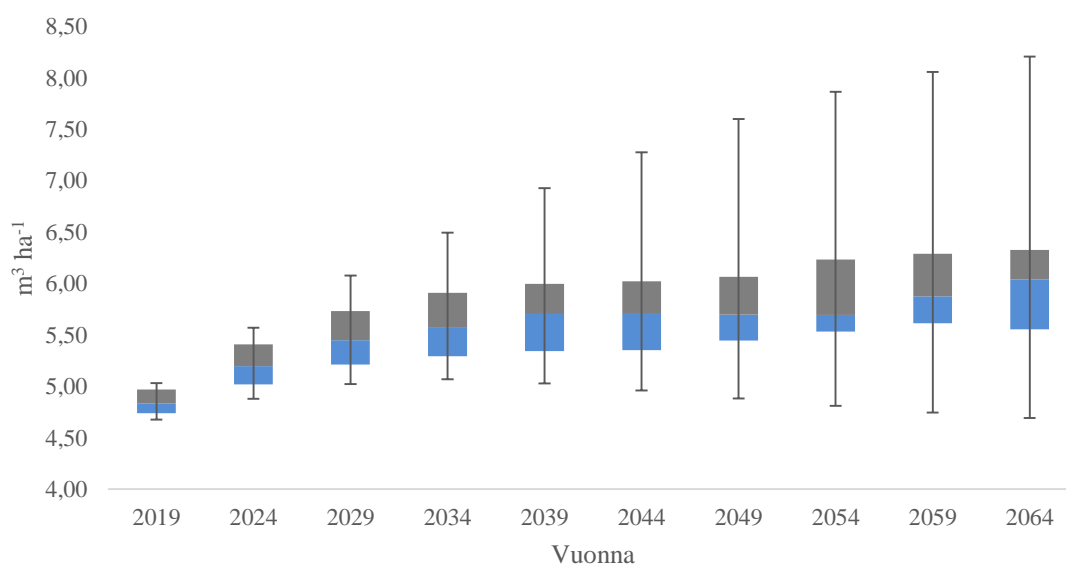


Kuva 12. Lahoppuun määrien kehitys UPM omistamilla FSC-sertifioituilla tiloilla eri metsäkeskusalueilla. ES Etelä-Suomen kasvialue, VS Väli-Suomen kasvialue.

Laskentajakson puolivälissä vuonna 2039 alueiden lahoppuun tilavuus vaihteli $5,03 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ja $6,93 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ välillä. Vuonna 2039 alueiden pinta-aloilla painotettu keskimääräinen lahoppuun tilavuus oli $5,64 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, mediaani $5,70 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ja keskihajonta $\pm 0,58 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Laskentajakson lopussa vuonna 2064 alueiden lahoppuun tilavuus vaihteli $4,69 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ja $8,21 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ välillä. Vuonna 2064 alueiden pinta-aloilla painotettu keskimääräinen lahoppuun tilavuus oli $5,92 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, mediaani $6,04 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ja keskihajonta $\pm 0,96 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Alueellisten lahoppuun keskitilavuuksien hajonta lisääntyi kohti vuotta 2064 (Kuva 13). Rannikon metsäkeskuksen Etelä-Suomen kasvialueen (Rannikko ES) arvot jätettiin pois keskimääräisistä luvuista johtuen niiden merkittävästä poikkeavuudesta. Poikkeavuuden syy on todennäköisesti alueen pieni pinta-ala 135,4 hehtaaria ja toimenpidekieltokohteiden suuri osuus kokonaispinta-alasta 26 %.

Taulukko 7. Lahopuun kokonaistilavuudet UPM:n FSC-sertifioituilla metsätiloilla vuosien 2019 ja 2064 aikana. ES Etelä-Suomen kasvialue, VS Väli-Suomen kasvialue.

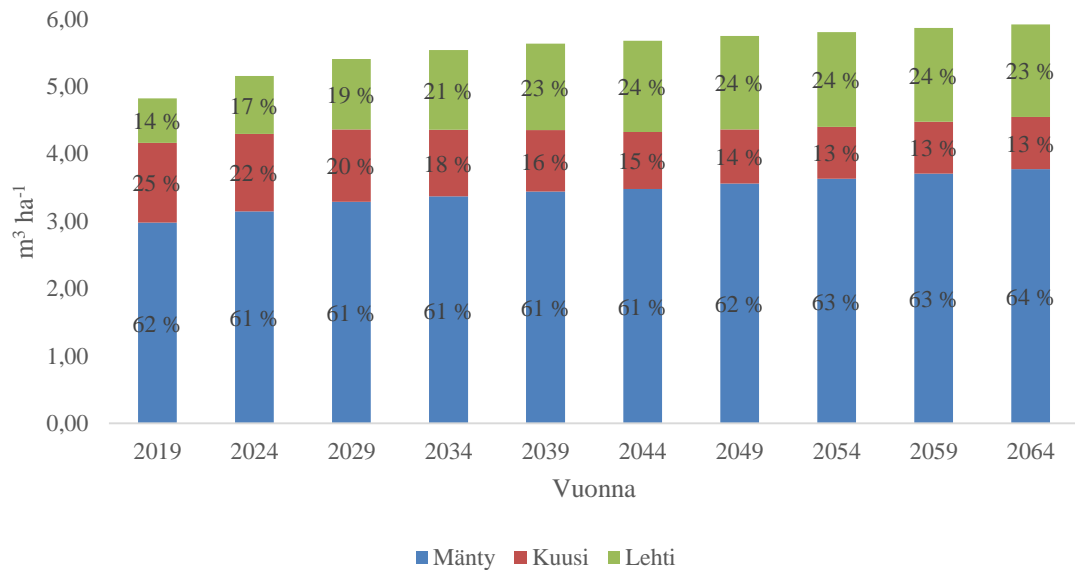
	Rannikko ES	Rannikko VS	Lounais	Pirkanmaa	Etelä- Pohjanmaa	Keski- Suomi ES	Keski- Suomi VS	Häme	Kaakkois	Etelä-Savo	Pinta- alolla painotettu
Vuonna	m ³ ha ⁻¹										
2019	6,00	4,83	4,99	4,86	4,68	4,74	4,69	4,97	5,03	4,78	4,82
2024	7,56	5,20	5,48	5,23	4,88	5,02	4,92	5,41	5,57	5,05	5,16
2029	8,91	5,45	5,88	5,51	5,02	5,21	5,04	5,73	6,08	5,24	5,41
2034	10,00	5,58	6,15	5,64	5,09	5,29	5,07	5,91	6,50	5,33	5,54
2039	11,52	5,75	6,37	5,70	5,12	5,34	5,03	6,00	6,93	5,40	5,64
2044	12,85	5,88	6,53	5,71	5,12	5,35	4,96	6,02	7,28	5,44	5,68
2049	15,89	6,07	6,70	5,70	5,12	5,45	4,88	6,04	7,60	5,57	5,75
2054	18,75	6,23	6,84	5,67	5,12	5,53	4,81	6,04	7,87	5,70	5,80
2059	20,28	6,29	6,89	5,61	5,15	5,69	4,75	6,06	8,06	5,87	5,87
2064	21,50	6,33	6,92	5,56	5,18	5,83	4,69	6,08	8,21	6,04	5,92



Kuva 13. Lahopuuston tilavuus koko laskenta-alueella (Ilman Rannikko ES arvoja). Virhepalkit edustavat maksimi ja minimiarvoja.

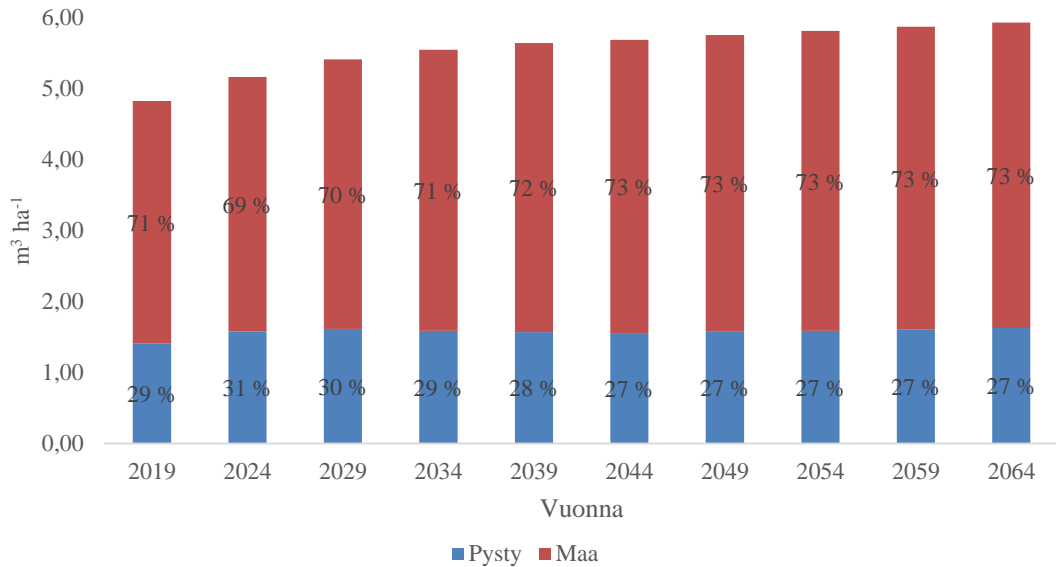
Simulaation mukaan sekä havu- että lehtilahopuuta esiintyi tasaisesti koko laskentajakson ajan (kuva 14). Havulahopuun tilavuus vaihteli 4,16 m³ ha⁻¹ ja 4,55 m³ ha⁻¹ välillä ollen keskimäärin 4,36 m³ ha⁻¹. Lehtilahopuun tilavuus vaihteli 0,66 m³ ha⁻¹ ja 1,40 m³ ha⁻¹

ollen keskimäärin $1,19 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Merkittävin osa lahoppuustosta oli mäntylahoppuuta, jonka osuus kokonaislahoppuustosta vaihteli 62 % ja 64 % välillä. Vuonna 2019 kuusilahoppuun osuus oli 25 % ja lehtilahoppuun 14 %. Vuonna 2034 lehtilahoppuun osuus kasvoi kuusilahoppuuta suuremmaksi ja vuonna 2064 lehtilahoppuuta oli 23 % ja kuusilahoppuuta 13 % kokonaislahoppuustosta.



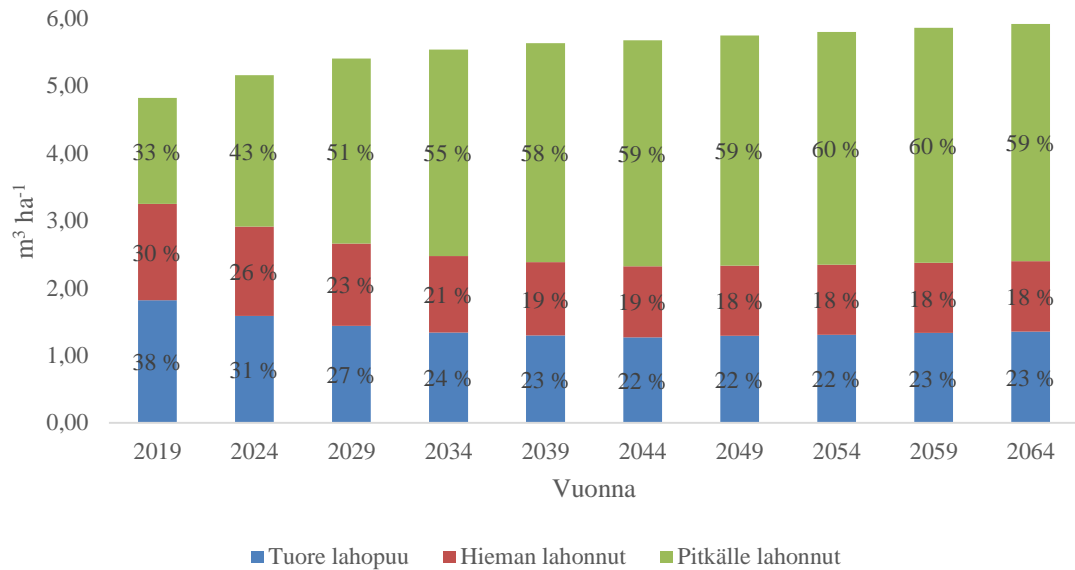
Kuva 14. Kokonaislahoppuuston tilavuus ja sen jakaantuminen lahoppuulajeittain.

Lahoppuuston jakautuminen lahoasennoitin ei merkittävästi vaihdellut laskentajakson aikana (kuva 15). Pystypuiden tilavuus vaihteli $1,40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ja $1,62 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ välillä ollen keskimäärin $1,57 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Maapuiden tilavuus vaihteli $3,42 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ja $4,30 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ välillä ollen keskimäärin $3,99 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Maapuiden osuus kokonaislahoppuustosta vaihteli 69 % ja 73 % välillä ollen korkeimmillaan vuosien 2044 – 2054 välillä.



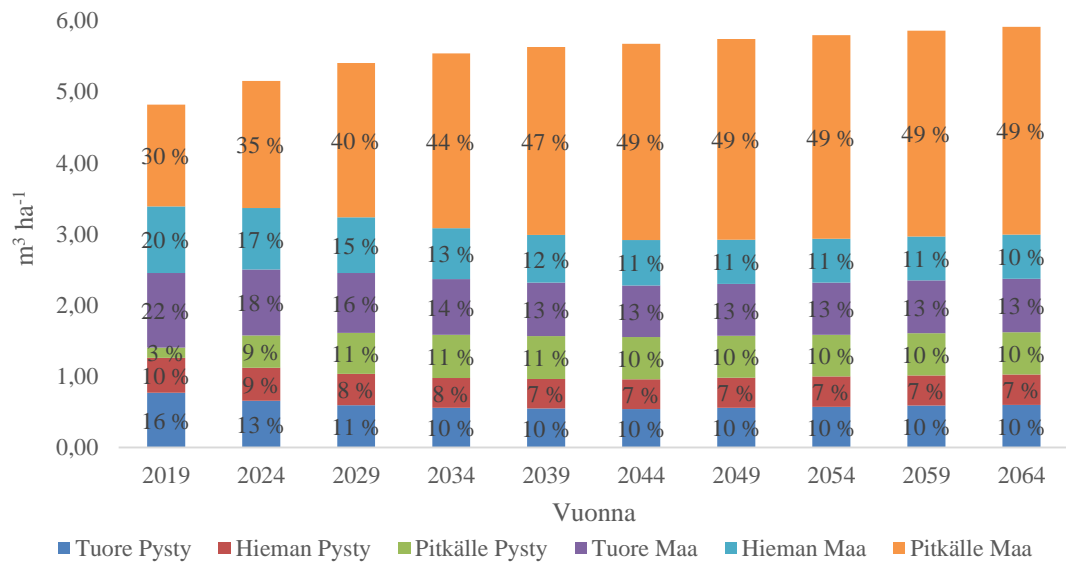
Kuva 15. Lahopuun tilavuus ja sen jakautuminen pysty- ja maalahopuun.

Tarkastelujakson aikana pitkälle lahonneen lahopuun osuus kokonaistilavuudesta kasvoi (kuva 16). Tuoreen lahopuun tilavuus vaihteli $1,35 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ja $1,82 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ välillä ollen keskimäärin $1,40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Korkeimmat tuoreen lahopuun tilavuudet havaittiin laskentajakson alussa (kuva 16). Hieman lahonneiden puiden tilavuus vaihteli $1,04 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ja $1,43 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ välillä ollen keskimäärin $1,14 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ja pitkälle lahonneiden puiden tilavuus vaihteli $1,57$ ja $3,52 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ välillä ollen keskimäärin $3,01 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Ensimmäisenä tarkasteluvuonna 2019 merkittävin osa (38 %) lahopuustosta oli tuoretta lahopuuta. Edettäessä laskentajaksoa pidemmälle pitkälle lahonnut puu kasvoi merkittävimmäksi lahoasteeksi vakiinnuttaen osuuden kokonaislahopuustosta laskentajakson puolivälissä 60 prosenttiin. Myös muiden laholuokkien osuudet vakiintuivat lähes muuttumattomiksi laskentajakson puolivälin jälkeen (kuva 16).



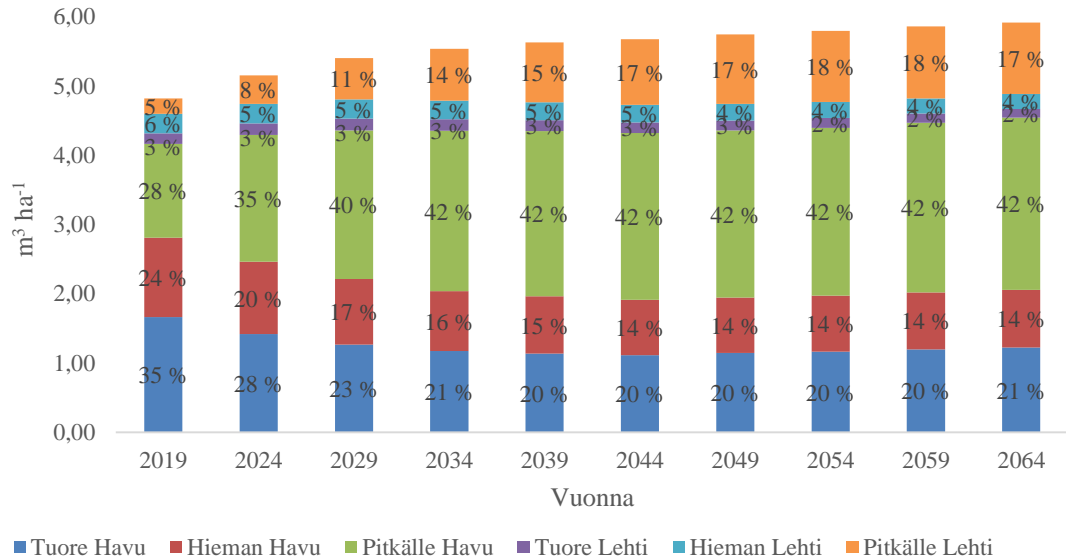
Kuva 16. Lahopuun tilavuus ja sen jakaantuminen lahoasteittain.

Laskentajakson alussa lahoppuusto oli jakautunut tasaisemmin eri lahoasentojen ja – luokkien välille kuin laskentajakson lopussa (kuva 17). Koko laskentajakson ajan merkittävin osuus lahoppuustosta oli pitkälle lahonnutta maalahoppuuta, jonka tilavuus vaihteli $1,43 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ja $2,92 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ välillä. Pitkälle lahonneen maapuun osuus kokonaislahoppuustosta kasvoi huomattavasti vuosien 2019 ja 2044 välillä (kuva 17). Hieman lahonneen pystylahoppuun osuus kokonaislahoppuustosta oli pienin lähes koko laskentajakson ajan. Muu lahoppuusto jakaantui tasaisesti muiden lahoasteiden ja – asentojen välille. Vuoden 2044 jälkeen merkittäviä muutoksia eri lahoppuluokkien ja – asentojen välisissä suhteissa ei havaittu (kuva 17).



Kuva 17. Lahopuuston jakaantuminen lahoasteittain ja -asentoittain.

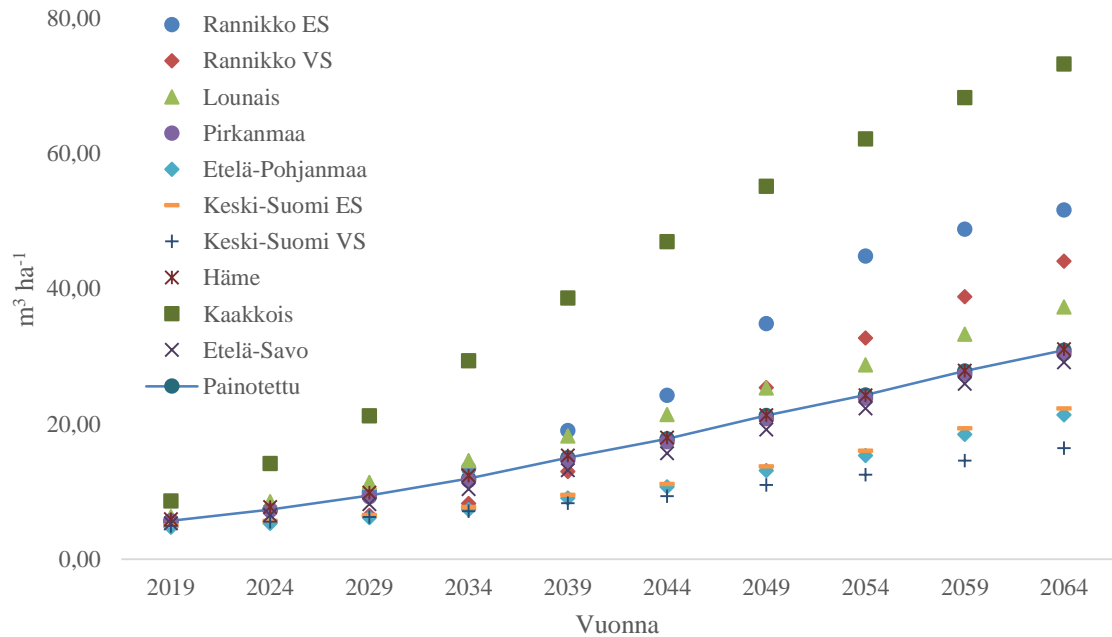
Vuonna 2019 tuore havupuulaho oli yleisin lahopuutyyppi 35 % osuudella kokonaislahopuustosta. Edettäessä laskentajaksoa pidemmälle pitkälle lahonnut havulahopuu nousi vallitsevaksi lahopuutyyppiksi (kuva 18). Pitkälle lahonneen havulahopuun osuus kokonaislahopuustosta vaihteli 28 % ja 42 % välillä. Koko laskentajakson ajan tuoreen ja hieman lahonneen lehtilahopuun osuus kokonaislahopuustosta oli huomattavan pieni vaihdellen 6 ja 9 % välillä. Vuoden 2044 jälkeen lahopuutyyppien väliset jakaumat vakiintuivat (kuva 18).



Kuva 18. Lahopuuston jakaantuminen lahoasteittain havu ja lehtipuulahoön.

4.1.4 Lahopuun tilavuus täydellisen toimenpidekiellon kohteilla

UPM:n FSC-sertifioitujen metsien täydellisessä toimenpidekiellossa olevien kohteiden simuloitu lahopuun tilavuus kasvoi kohti vuotta 2064 (kuva 19). Eri laskenta-alueiden pinta-aloilla painotettu keskimääräinen lahopuun tilavuus koko laskentakauden aikana oli $17,40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ vaihdellen vuoden 2019 $5,69 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ja vuoden 2064 $30,92 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ välillä. Alueittain ennustetut lahopuun tilavuudet mukailivat nousevaa trendiä. Alueellisesti korkeimmat lahopuun tilavuudet ennustettiin Kaakkois – alueella ja matalimmat Keski-Suomi VS alueella (taulukko 8).

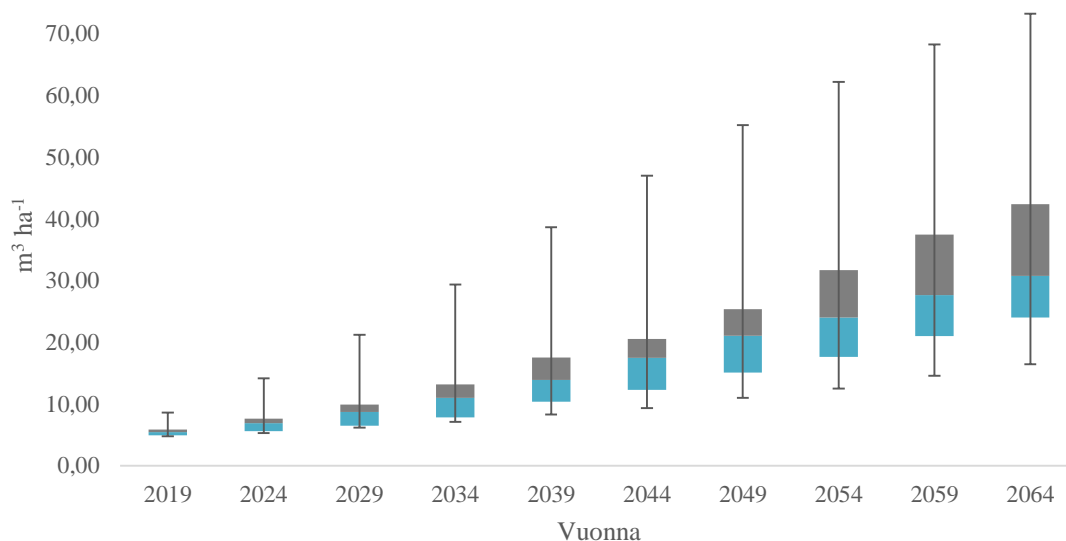


Kuva 19. Lahopuun määrien kehitys UPM omistamien FSC-sertifioitujen tilojen täydellisessä toimenpidekiellossa olevilla kohteilla. ES Etelä-Suomen kasvualue, VS Väli-Suomen kasvualue.

Laskentajakson puolivälissä vuonna 2039 alueittaiset erot lahopuun tilavuuksissa olivat suuria (taulukko 8). Vuonna 2039 alueiden pinta-aloilla painotettu keskimääräinen lahopuun tilavuus oli 15,00 m³ ha⁻¹. Vuonna 2064 alueiden pinta-aloilla painotettu keskimääräinen lahopuun tilavuus oli 30,92 m³ ha⁻¹. Alueellisten lahopuun keskitilavuuksien hajonta lisääntyi kohti vuotta 2064 (kuva 20).

Taulukko 8. Lahopuun kokonaistilavuudet UPM:n FSC-sertifioitujen metsätilojen täydellisen toimenpidekiellon alaisilla kohteilla vuosien 2019 ja 2064 aikana. ES Etelä-Suomen kasvualue, VS Väli-Suomen kasvualue.

	Rannikko ES	Rannikko VS	Lounais	Pirkanmaa	Etelä- Pohjanmaa	Keski- Suomi ES	Keski- Suomi VS	Häme	Kaakkois	Etelä-Savo	Pinta-aloilla painotettu
Vuonna	m ³ ha ⁻¹										
2019	5,52	4,86	6,30	5,66	4,75	4,95	4,92	5,91	8,60	5,30	5,69
2024	7,31	5,50	8,50	7,24	5,27	5,66	5,53	7,70	14,14	6,51	7,33
2029	9,93	6,48	11,37	9,24	6,14	6,54	6,25	9,85	21,19	8,15	9,41
2034	13,46	8,24	14,60	11,64	7,31	7,70	7,09	12,37	29,34	10,36	11,90
2039	19,02	12,99	18,22	14,66	9,06	9,48	8,27	15,36	38,64	13,15	15,00
2044	24,25	17,58	21,42	17,36	10,69	11,12	9,33	17,97	46,97	15,67	17,78
2049	34,86	25,37	25,33	20,79	13,12	13,70	10,98	21,32	55,19	19,18	21,24
2054	44,85	32,71	28,74	23,83	15,35	16,05	12,49	24,22	62,20	22,32	24,30
2059	48,80	38,81	33,30	27,35	18,48	19,34	14,56	27,88	68,29	25,94	27,84
2064	51,65	44,08	37,31	30,42	21,33	22,30	16,43	31,05	73,25	29,11	30,92

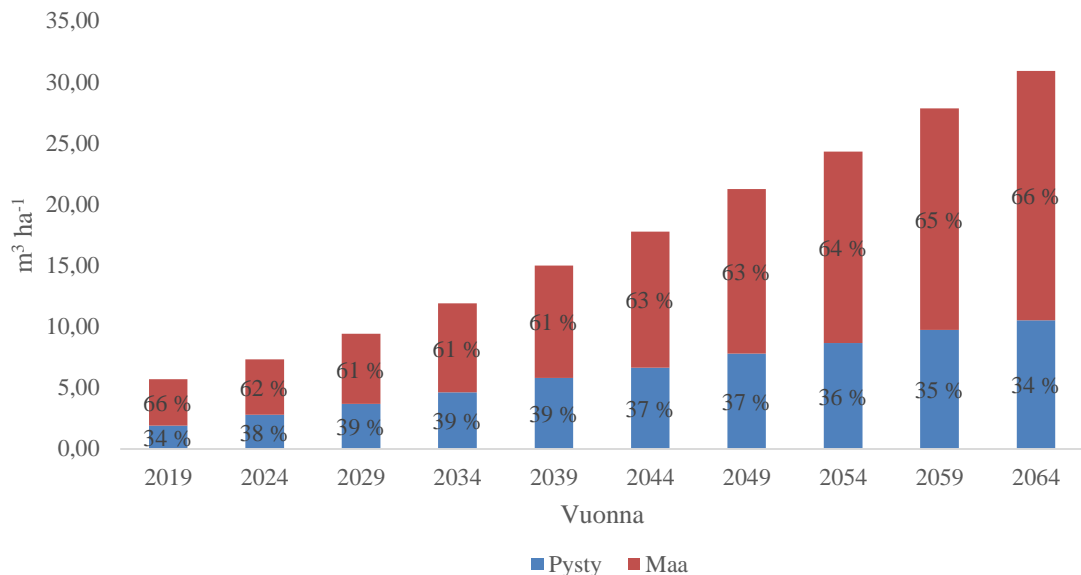


Kuva 20. Lahopuuston tilavuus koko laskenta-alueen täydellisessä toimenpidekiellossa olevilla kohteilla. Virhepalkit edustavat maksimi ja minimiarvoja.

Simulaation mukaan täydellisen toimenpidekiello kohteiden lahopuun jakautuminen puulajeittain mukaili muiden alueiden jakaumaa. Merkittävin osa lahopuustosta oli mäntylahopuuta, jonka osuus kokonaislahopuustosta vaihteli 59 % ja 61 % välillä.

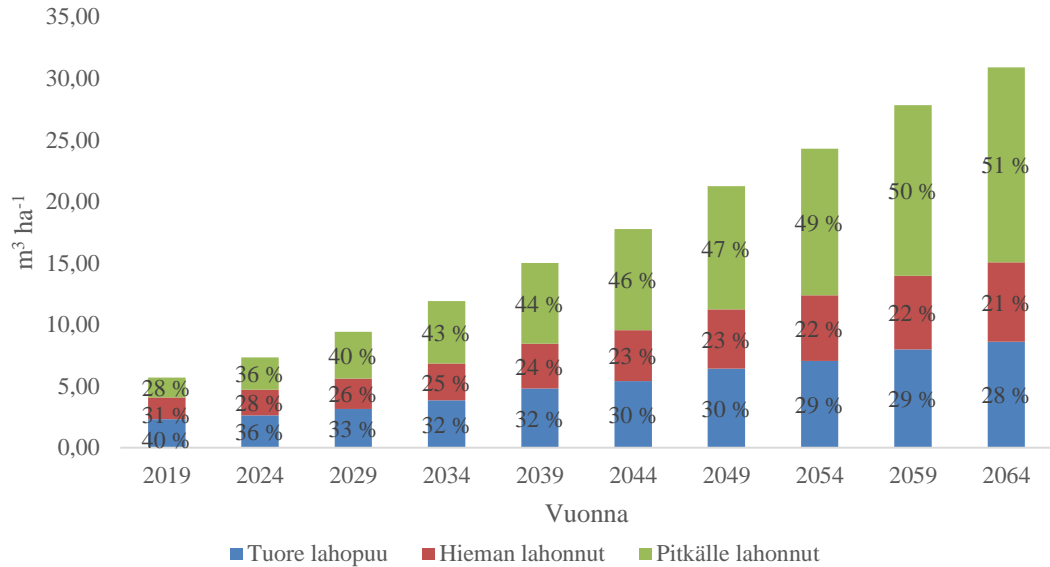
Vuonna 2019 kuusilahopuun osuus oli 23 % ja lehtilahopuun 17 %. Vuonna 2024 lehtilahopuun osuus kasvoi kuusilahopuuta suuremmaksi ja vuonna 2064 lehtilahopuuta oli 24 % ja kuusilahopuuta 15 % kokonaislahopuustosta.

Lahopuuston jakautuminen lahoasennoittain ei merkittävästi vaihdellut laskentajakson aikana (kuva 21). Pystypuiden tilavuus vaihteli $1,91 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ja $10,51 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ välillä ollen keskimäärin $6,21 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Maapuiden tilavuus vaihteli $3,78 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ja $20,41 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ välillä ollen keskimäärin $10,93 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Maapuiden osuus kokonaislahopuustosta vaihteli 61 % ja 66 % välillä ollen korkeimmillaan vuosien 2019 ja 2064 välillä.



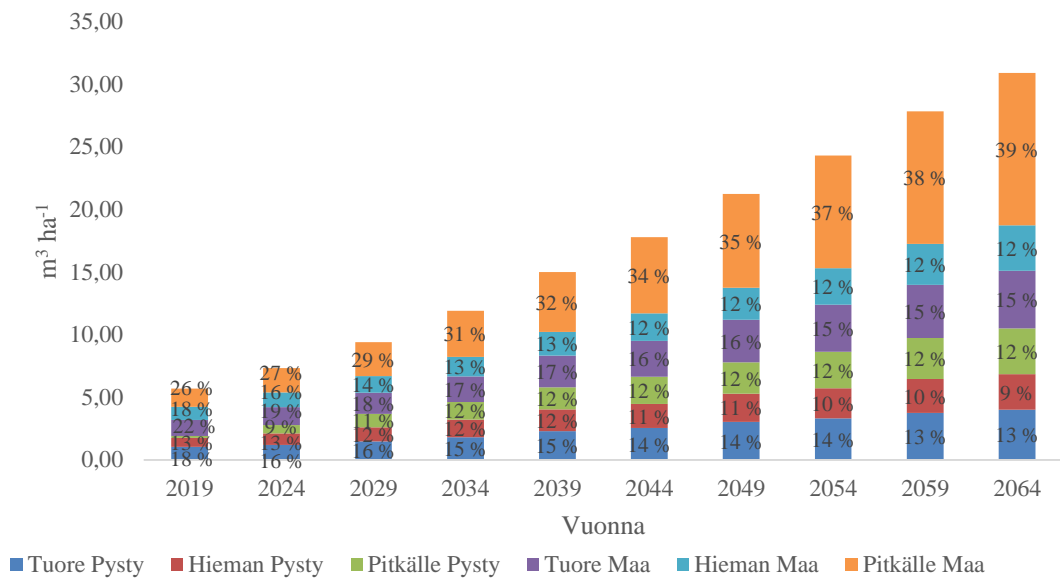
Kuva 21. Täydellisen toimenpidekiellon alaisten kohteiden lahopuun tilavuus ja jakautuminen pysty- ja maalahopuun.

Tarkastelujakson aikana pitkälle lahonneen lahopuun osuus kokonaistilavuudesta kasvoi (kuva 22). Tuoreen lahopuun tilavuus vaihteli $2,30 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ja $8,59 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ välillä. Hieman lahonneiden puiden tilavuus vaihteli $1,77 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ja $6,46 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ välillä ja pitkälle lahonneiden puiden tilavuus vaihteli $1,61$ ja $15,85 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ välillä. Ensimmäisenä tarkasteluvuonna 2019 merkittävin osa (40 %) lahopuustosta oli tuoretta lahopuuta. Edettäessä laskentajaksoa pidemmälle pitkälle lahonnut puu kasvoi merkittävimäksi lahoasteeksi ollen laskentajakson lopussa 51 % kokonaislahopuustosta.



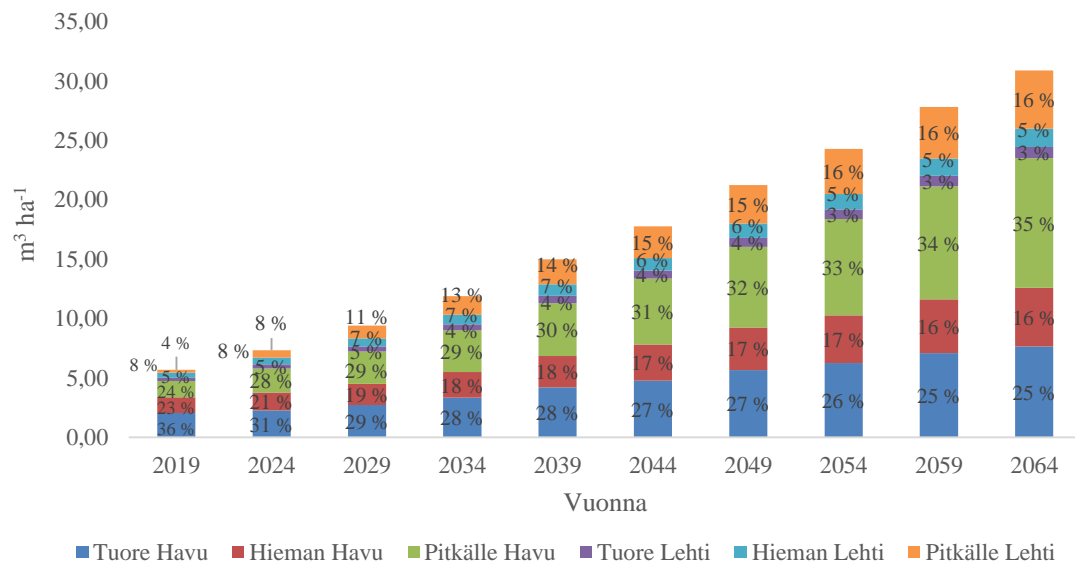
Kuva 22. Täydellisen toimenpidekiellon alaisten kohteiden lahoppuun tilavuus ja jakaantuminen lahoasteittain.

Muutokset eri lahoasentojen ja -luokkien välisissä suhteissa laskentajakson aikana olivat pienempiä kuin muiden alueiden vastaavat lopussa. Koko laskentajakson ajan merkittävin osuus lahoppuustosta oli pitkälle lahonnutta maalahoppuuta, jonka tilavuus vaihteli $1,45 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ja $12,19 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ välillä. Pitkälle lahonneen maapuun osuus kokonaislahoppuustosta kasvoi tasaisesti kohti vuotta 2064 (kuva 23). Hieman lahonneen pystypuun osuus kokonaislahoppuustosta pienin lähes koko laskentajakson ajan. Loppu lahoppuusto jakaantui tasaisesti muiden lahoasteiden ja -asentojen välille. Vuoden 2044 jälkeen merkittäviä muutoksia eri lahoppuluokkien ja -asentojen välisissä suhteissa ei havaittu (kuva 23).



Kuva 23. Täydellisen toimenpidekiellon alaisten kohteiden lahopuuston jakaantuminen lahoasteittain ja -asennoittain.

Vuonna 2019 tuore havupuulaho oli yleisin lahopuutyyppi 36 % osuudella kokonaislahopuustosta. Edettäessä laskentajaksoa pidemmälle pitkälle lahonnut havulahopuu nousi vallitsevaksi lahopuutyyppiksi (kuva 24). Pitkälle lahonneen havulahopuun osuus kokonaislahopuustosta vaihteli 24 % ja 35 % välillä. Koko laskentajakson ajan tuoreen ja hieman lahonneen lehtilahopuun osuus kokonaislahopuustosta oli huomattavan pieni vaihdellen 8 ja 13 % välillä. Vuoden 2044 jälkeen lahopuutyyppien väliset jakaumat vakiintuivat (kuva 24).



Kuva 24. Täydellisen toimenpidekiellon alaisten kohteiden lahoppuuston jakaantuminen lahoasteittain havu ja lehtipuulahoon.

4.2 Negatiivinen eksponentiaalinen malli

4.2.1 Lahoppuun tilavuus UPM:n mailla tulevaisuudessa

Negatiivisella eksponentiaalisella mallilla suoritettiin viisi eri simulaatioita kullekin laskenta-alueella. Simulaatioissa muunneltiin lahoamiskertoimen k arvoja taulukon 9 mukaisesti.

Taulukko 9. Simulaatioissa käytetyt lahoamiskertoimet, simulaatiot nimetty lahoamiskertoimen lähdetutkimuksen mukaan.

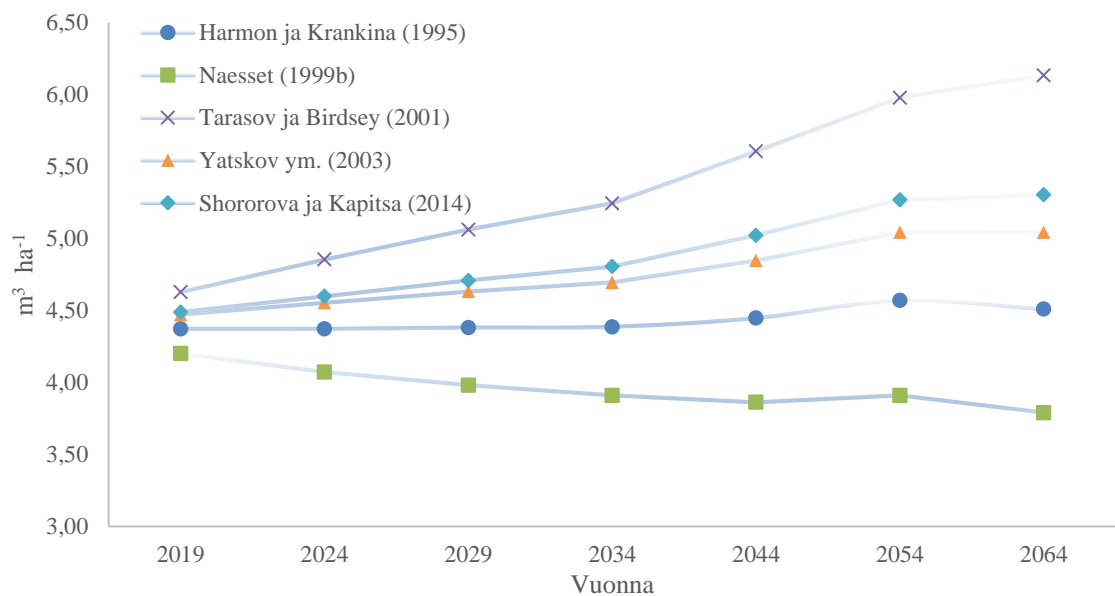
Simulaatio	Lahoamiskerroin k	
	Havupuut	Lehtipuut
Krankina ja Harmon (1995)	0,0335*	0,0450
Næsset (1999b)	0,0435''	0,0450'
Tarasov ja Birdsey (2001)	0,0200*	0,0390
Yatskov ym. (2003)	0,0278*	0,0455
Shorohova ja Kapitsa (2014b)	0,0290''	0,0290

*lahoamiskerroin laskettu männyn ja kuusen lahoamisnopeuden keskiarvolla.

'lehtipuiden lahoamiskertoimenä käytetty Krankinan ja Harmonin (1995) koivun lahoamiskerrointa.

”havupuiden lahoamiskertoimena käytetty kuusen lahoamiskerrointa.

Ennustetut lahopuun tilavuudet mukailivat nousevaa trendiä kaikissa muissa paitsi Næssetin (1999b) lahoamiskertoimilla tehdyssä simulaatioissa (kuva 25). Vuoden 2064 lahopuun tilavuudet vaihtelivat koko laskenta-alueella eri lahoamiskertoimilla 3,79 m³ ha⁻¹ ja 6,13 m³ ha⁻¹ välillä. Eri simulaatioiden välinen keskimääräinen lahopuun tilavuus oli 5,01 m³ ha⁻¹, mediaani 5,30 m³ ha⁻¹ ja keskihajonta $\pm 0,80$ m³ ha⁻¹.



Kuva 25. Lahopuun tilavuuden kehitys eri simulaatioissa.

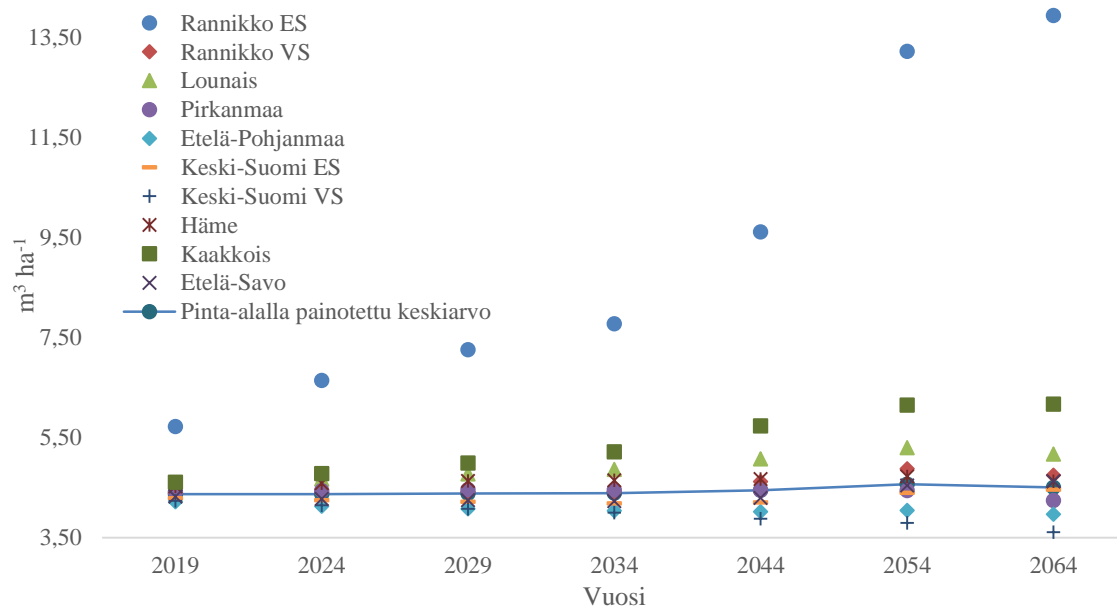
Simulaatioista yksityiskohtaisempaan tarkasteluun valittiin Krankinan ja Harmonin (1995) lahoamiskertoimilla tehty simulointi. Krankinan ja Harmonin (1995) tutkimuksen lahoamiskertoimet on määritetty Pietarin alueella ja ne ovat ilmastoltaan sekä kasvillisuudeltaan lähellä Etelä-Suomen olosuhteita. Siitosen (2001) mukaan kyseisten lahoamiskertoimien on katsottu olevan käyttökelpoisia Suomen olosuhteissa.

Krankinan ja Harmonin (1995) lahoamiskertoimilla lasketut tulevaisuuden laskenta-alueiden pinta-aloilla painotettu keskimääräinen lahopuumäärä vaihteli koko laskentakauden aikana 4,37 m³ ha⁻¹ ja 4,57 m³ ha⁻¹ välillä. Laskentakauden lopussa

vuonna 2064 lahoppuuta oli keskimäärin 4,51 m³ ha⁻¹. Lahoppuun tilavuudet ja niiden muutokset on esitetty tarkemmin taulukossa 10.

Taulukko 10. Krankinan ja Harmonin (1995) lahoamiskertoimilla ennustettu lahoppuun tilavuus (m³ ha⁻¹) eri metsäkeskusalueilla vuosien 2019 ja 2064 aikana. Rannikko ES luvut on jätetty pois keskimääräisistä arvoista. ES Etelä-Suomen kasvialue, VS Väli-Suomen kasvialue

Alue	lahoppuulaji	Vuosi						
		2019	2024	2029	2034	2044	2054	2064
Rannikko ES	Havu	5,27	6,14	6,61	7,01	8,62	11,88	12,23
	Lehti	0,45	0,50	0,64	0,77	0,99	1,35	1,71
	Yhteensä	5,72	6,64	7,26	7,77	9,61	13,23	13,94
Rannikko VS	Havu	3,83	3,77	3,73	3,73	3,94	4,23	4,17
	Lehti	0,56	0,63	0,68	0,69	0,68	0,65	0,58
	Yhteensä	4,39	4,41	4,41	4,42	4,62	4,88	4,75
Lounais	Havu	3,87	3,83	3,81	3,81	3,90	4,07	3,99
	Lehti	0,68	0,85	0,96	1,05	1,18	1,23	1,18
	Yhteensä	4,55	4,67	4,77	4,86	5,07	5,30	5,17
Pirkanmaa	Havu	3,76	3,63	3,53	3,45	3,39	3,41	3,32
	Lehti	0,65	0,81	0,93	1,00	1,06	1,03	0,91
	Yhteensä	4,41	4,44	4,46	4,45	4,44	4,44	4,24
Etelä-Pohjanmaa	Havu	3,77	3,66	3,60	3,58	3,58	3,65	3,60
	Lehti	0,45	0,46	0,47	0,46	0,43	0,40	0,36
	Yhteensä	4,22	4,12	4,07	4,04	4,02	4,04	3,96
Keski-Suomi ES	Havu	3,70	3,54	3,42	3,32	3,27	3,44	3,56
	Lehti	0,58	0,70	0,80	0,86	0,93	0,95	0,90
	Yhteensä	4,28	4,25	4,22	4,18	4,20	4,40	4,46
Keski-Suomi VS	Havu	3,68	3,51	3,39	3,29	3,16	3,11	3,00
	Lehti	0,55	0,63	0,68	0,71	0,72	0,68	0,61
	Yhteensä	4,23	4,15	4,07	4,00	3,87	3,79	3,61
Häme	Havu	3,71	3,55	3,41	3,30	3,17	3,21	3,20
	Lehti	0,81	1,04	1,22	1,35	1,50	1,51	1,42
	Yhteensä	4,52	4,59	4,63	4,65	4,67	4,72	4,63
Kaakkois	Havu	3,93	3,97	4,07	4,23	4,64	5,04	5,14
	Lehti	0,67	0,81	0,91	0,99	1,09	1,11	1,03
	Yhteensä	4,60	4,78	4,99	5,21	5,73	6,15	6,17
Etelä-Savo	Havu	3,74	3,59	3,48	3,41	3,39	3,58	3,67
	Lehti	0,58	0,68	0,76	0,82	0,91	0,96	0,95
	Yhteensä	4,32	4,27	4,24	4,23	4,29	4,54	4,62
Yhteensä	Havu	3,75	3,63	3,54	3,48	3,48	3,59	3,60
	Lehti	0,62	0,75	0,84	0,90	0,97	0,98	0,91
	Yhteensä	4,37	4,37	4,38	4,39	4,45	4,57	4,51
	Mediaani	4,35	4,34	4,33	4,32	4,37	4,54	4,62
	Keskihajonta	0,13	0,22	0,30	0,38	0,54	0,66	0,69

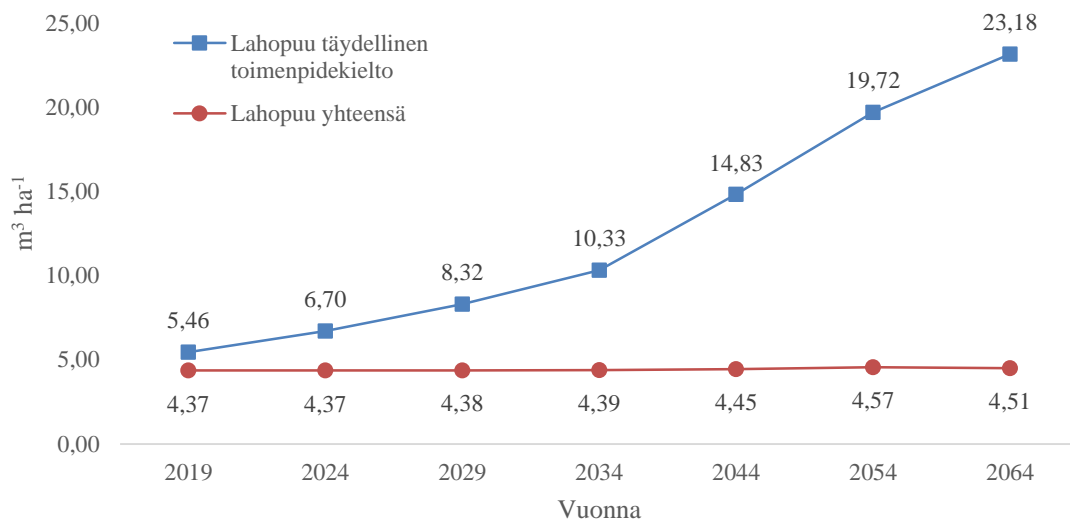


Kuva 26. Lahopuun tilavuuden kehitys eri metsäkeskusalueilla vuodesta 2019 vuoteen 2064. ES Etelä-Suomen kasvualue, VS Väli-Suomen kasvualue.

Vuonna 2064 lahopuun tilavuus vaihteli eri metsäkeskusalueilla $13,94 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ja $3,61 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ välillä. Eri metsäkeskusalueiden pinta-aloilla painotettu keskimääräinen lahopuun tilavuus vuonna 2064 oli $4,51 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, mediaani $4,62 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ja keskihajonta $\pm 0,69 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Suurin osa (80 %) lahopuustosta oli havulahopuuta ja lehtilahopuuta oli vain 20 %. Lehtilahopuun osuus kokonaislahopuustosta vaihteli laskentajakson aikana 14 % ja 22 % välillä. Rannikon metsäkeskuksen Etelä-Suomen kasvualueen arvo $13,94 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ jätettiin pois keskimääräisistä luvuista johtuen sen merkittävästä poikkeavuudesta. Poikkeavuuden syy on todennäköisesti alueen pieni pinta-ala 135,4 hehtaaria ja toimenpidekieltohteiden suuri osuus kokonaispinta-alasta 26 %.

4.2.2 Lahopuun tilavuus täydellisen toimenpidekiellon kohteilla

Krankinan ja Harmonin (1995) Lahoamiskertoimilla laskettuna täydellisessä toimenpidekiellossa olevien kohteiden lahopuun tilavuus kasvoi muiden alueiden lahopuun tilavuutta voimakkaammin (kuva 27).



Kuva 27. Lahopuun tilavuuden kehitys täydellisen toimenpidekiellon alaisilla kohteilla ja koko tutkimusalueella yhteensä.

Koko laskentakauden aikana eri alueiden täydellisen toimenpidekiellon alaisilla kohteilla pinta-alalla painotettu keskimääräinen lahopuun tilavuus vaihteli $5,46 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ja $23,18 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ välillä. Eri metsäkeskusalueiden välillä toimenpidekieltokohteiden lahopuun tilavuudet vaihtelivat laskentakauden lopussa 2064 $12,15 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ja $53,42 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ välillä. Mediaaniarvo oli $22,62 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ja keskihajonta $\pm 11,50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Suurin osa lahopuusta oli havulahopuuta, lehtilahopuun osuus oli muiden alueiden lehtilahon osuutta suurempi vaihdellen laskentajakson aikana 24 % ja 27 % välillä.

5 Tulosten tarkastelu

5.1 Pystypuiden kaatuminen ja maapuiden lahoamisnopeus

Kaikkien puulajien pystylahopuiden todennäköisyys säilyä pystylaholuokissa laski 15–20 vuotta puun kuoleman jälkeen alle 50 %. Saatu tulos on vertailukelpoinen olemassa olevien tutkimusten kanssa. Aiempien Pohjois-Eurooppalaisia metsiä koskevien tutkimusten mukaan pystyyn kuolleet kuuset kaatuivat 10–34 vuotta kuoleman jälkeen (Krankina ja Harmon 1995, Storaunet ja Rolstad 2002, 2004, Mäkinen ym. 2006, Aakala 2010). Mäkisen ym. (2006) mukaan pystylahot männyt kaatuivat noin 20 vuotta kuolemasta. Lehtipuiden kaatumiseen kuluvaa aikaa on harvemmin tarkasteltu, mutta esimerkiksi Mäkisen ym. (2006) mallien mukaan koivut kaatuivat hieman alle 20 vuotta kuoleman jälkeen.

Kun tarkastellaan maalahojen havupuiden lahoamisnopeutta, sekä mäntyjen että kuusten todennäköisyys olla täysin lahonneita laski alle 50 % 35–40 vuotta puun kuoleman jälkeen. Lehtipuilla vastaava aika oli noin 25 vuotta. Saadut tulokset vastaavat aiemmissä tutkimuksissa havaittuja puoliintumisaikoja. Olemassa olevissa tutkimuksissa maalahojen havupuiden puoliintumisajoissa on havaittu runsaasti vaihtelua. Fennoskandiassa havupuiden on arvioitu puoliintuvan 20–50 vuotta kuoleman jälkeen (Kruys ym. 2002, Mäkinen ym. 2006, Aakala 2010). Holeksan ym. (2008) Puolan vuoristossa toteutetun tutkimuksen mukaan maalahojen kuusten puoliintumisaika on 70 vuotta, joka poikkeaa tässä ja muissa tutkimuksissa havaituista arvoista. Lehtipuiden lahoamista on tutkittu vähän, mutta esimerkiksi Mäkisen ym. (2006) mukaan koivujen puoliintumisaika Suomessa oli noin 25 vuotta. Todellisuudessa maalahopuiden lahoamisajat voivat olla simuloituja aikoja lyhempiä, sillä osa maalahopuista on kaatuneita pystylahopuita, joissa lahoamisprosessi on jo alkanut.

Vertailtaessa pystylahojen ja maalahojen puiden lahoamista havaittiin maalahopuiden lahoamisaikojen olevan noin kaksinkertaisia verrattuna pystylahojen vastaaviin. Luonnonmetsissä erot maa- ja pystylahopuiden asennoittaisissa viipymissä voivat olla pieniä (Aakala 2010). Storaunetin ja Rolstadin (2002) mukaan kuusen maalahopuut lahoavat käsitellyissä metsissä luonnonmetsiä nopeammin. Kyseisen havainnon mukaan

talousmetsien lahoasentojen viipymien erot voisi olettaa olevan pienempiä kuin luonnonmetsissä.

Kehitettyjen lahoamismallien mukaan näyttää siltä, että havupuut lahoavat lehtipuita nopeammin. Tulokset ovat siten linjassa aikaisempien tutkimusten kanssa (Harmon ja Krankina 1995, Yatskov ym. 2003 ja Mäkinen ym. 2006). Tarkasteltaessa maalahopuiden lahoamisnopeuden kehittymistä puun kuolemasta kuluneen ajan suhteen näyttää siltä, että puun kuolemaa seuraa hitaan lahoamisen vaihe. Noin 15 vuotta kuoleman jälkeen lahoaminen nopeutuu, kunnes se taas lahoamisprosessin loppuvaiheessa hidastuu. Puun kuolemaa seuraava hitaan lahoamisen vaihe johtuu ainakin osittain siitä, että ensimmäisen viiden vuoden aikana puun ei ole mahdollista poistua mallista. Mäkinen ym. (2006) päätyivät erilaisella mallin rakenteella saman tyyppiseen havaintoon lahoamisnopeuden muutoksista prosessin aikana. Pystypuiden osalta näyttää siltä, että välittömästi puun kuoleman jälkeen kaatuminen maapuuksi on nopeaa ja hidastuu vasta prosessin lopussa. Saatu tulos on odotettu ottaen huomioon pystylahopuiden maalahopuita lyhemmän viipymän asennossa ja Aakalan (2010) tutkimuksessa tehdyt havainnot. Vaikka suurin osa aiemmin toteutetuista tutkimuksista käsittelee luonnonmetsiä, saadut tulokset ovat pääosin linjassa aiempien havaintojen kanssa.

5.2 Tasapainotila

Vertailtaessa eri puulajien laholuokkien suhteita tasapainotilassa havaittiin havupuiden käyttäytyvän samankaltaisesti. Pystylahoilla havupuilla tuore lahopuu oli merkittävin lahonaste, kun taas lehtipuilla pitkälle lahonneet pystypuut muodostivat suurimman laholuokan. Saadut tulokset olivat odotettuja, sillä pystyyn kuolleilla havupuilla viipymät ensimmäisissä laholuokissa olivat pitkiä (taulukko 4) ja käytetyssä mallissa ensimmäisen laholuokan pystypuiden todennäköisyydet kaatua, eli siirtyä maalahopuiksi, olivat pieniä (taulukko 5a, b, c). Lehtipuilla lahonneimman luokan pystypuiden viipymä oli huomattavasti muiden luokkien viipymiä pidempi (taulukko 4) ja siksi pystylahojen lehtipuiden kertyminen viimeiseen laholuokkaan oli odotettua.

Kuusen pystylahopuista vain 1 % oli hieman lahonnutta puuta, männyllä ja lehtipuilla loppu lahopuusto oli jakautunut tasaisemmin muiden laholuokkien välille. Pystylahojen

kuusten hieman lahonneiden puiden epätavallisen pieni osuus kokonaislahopuustosta johtuu lyhyestä viipymästä keskilahonneissa luokissa (taulukko 4). Käytetyssä aineistossa pidemmälle lahonneissa luokissa oli vain vähän havaintoja. Havaintojen vähydestä johtuen kuusen laholuokat 2 ja 3 jouduttiin mallissa yhdistämään (taulukko 3). Yhdistäminen aiheutti tilanteen, jossa keskilahonneita luokkia mallissa oli vain yksi ja lyhyestä viipymästä johtuen todennäköisyys päätyä tai säilyä kyseisessä luokassa oli pieni (taulukko 5b).

Mäkisen ym. (2006) aineiston mukaan näyttää siltä, että havupuut eivät päädy laholuokkaan 5, tämän takia pystylahopuut pakotettiin siirtymään maapuuluokkiin (kuva 6). Aineiston havupuista tehty havainto on linjassa esimerkiksi Krankinan ja Harmonin (1995) sekä Storaunetin ja Rolstadin (2002) kanssa, joiden mukaan pystypuut edustavat tyypillisesti tuoreita ja hieman lahonneita luokkia. On todennäköistä, että havupuut eivät päädy pitkälle lahonneisiin luokkiin, sillä niiden tiheys laskee lahoamisprosessin edetessä niin alhaiseksi, että puun ei ole mekaanisesti mahdollista olla pystyssä. Mäkisen ym. (2006) aineistossa lehtipuilla havaintoja tehtiin myös pitkälle lahonneista pystypuista. Syynä lehtipuiden päättymiseen pitkälle lahonneisiin pystypuihin on todennäköisesti lehtipuiden ominaisuus säilyttää kuori lahoamisprosessin aikana (Harmon ym. 2000, Tarasov ja Birdsey 2001). Kuori toimii tukirakenteena ja voi pitää hyvinkin pitkälle lahonneen puun pystyssä.

Poiketen esimerkiksi Storaunetin ja Rolstadin (2002) sekä Mäkisen ym. (2006) havainnoista, kehitetyllä mallilla simuloitujen tulosten mukaan sekä männyllä että kuusella pystylahopuita päätyi runsaasti myös pitkälle lahonneisiin luokkiin. Pystylahopuiden kertymisen viimeiseen luokkaan selittää viimeisten laholuokkien pitkät viipymät (taulukko 4). Käytetyssä mallissa pystylahopuu siirtyy maalahopuuksi viimeistään ajanhetkenä, jolloin Mäkisen ym. (2006) kaavoilla laskettuna puu on kaatunut 90 % todennäköisyydellä. Tämä laskennallinen viimeisen luokan viipymä voi aiheuttaa harhaa saaduissa tuloksissa, sillä muiden luokkien väliset viipymät perustuvat mitattuun dataan. Pisimmälle lahonneiden pystylaholuokkien osuuksiin kokonaislahopuustosta onkin syytä suhtautua varauksella. Muuttamalla pystylahopuiden viimeisen luokan viipymää lyhemmäksi kertyminen viimeiseen pystylaholuokkaan vähenee.

Maalahopuiden osalta kaikki puulajit käyttäytyvät samankaltaisesti. Eniten lahoppuuta esiintyi pitkälle lahonneessa luokassa, loppu lahoppuusto oli jakautunut melko tasaisesti

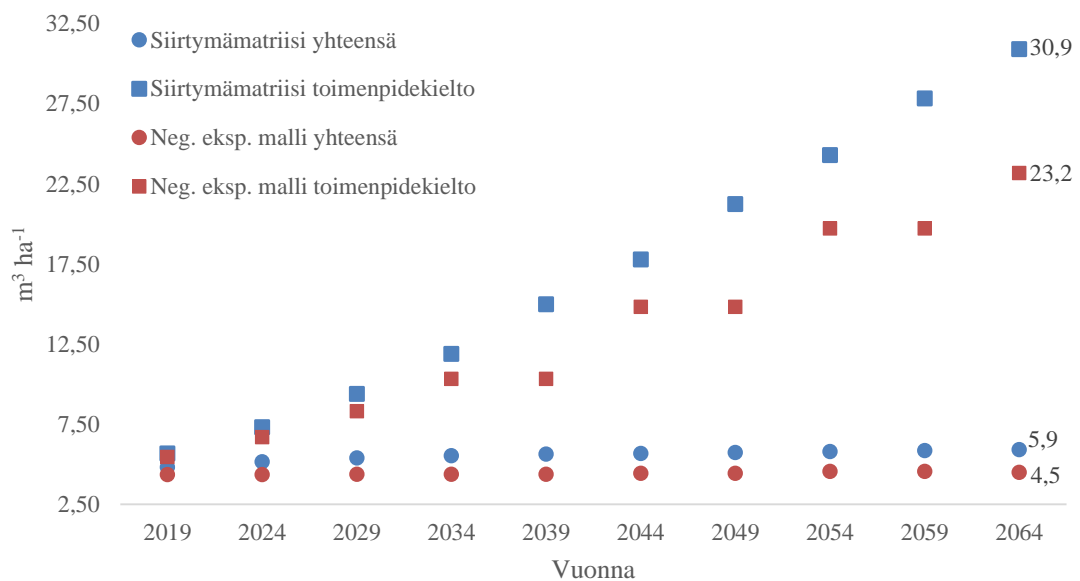
kahden muun lahonasteen välille. Siitosen ym. (2000) tekemät havainnot tukevat kehitetyillä mallilla saatuja tuloksia maapuiden lahonneimman luokan vallitsevasta asemasta talousmetsissä. Verrattaessa luonnonmetsien hypoteettiseen lahoppuuston tasapainotilaan (esim. Kruys ym. 2002, Holeksa ym. 2008), talousmetsissä maapuiden pitkälle lahonneet laholuokat edustavat merkittävämpää osaa lahoppuuston kokonaismäärästä. Kruysin ym. (2002) havaintojen mukaan noin 50 % tasapainotilassa olevan luonnonmetsän lahoppuustosta on hieman lahonnutta puuta, kun taas Holeksan ym. (2008) mukaan lahoppuusto on jakautunut melko tasaisesti eri laholuokkien välille. Toisaalta vertailtaessa eri tutkimusten välisiä lahoppuuston laholuokkajakaumia, on käytettyjen laholuokitusten ominaispiirteet ja erot huomioitava. Tällaisen hypoteettisen tasapainotilan saavuttaminen luonnonmetsissä on epätodennäköistä, jos edes maltillisia häiriöitä esiintyy (Aakala 2011). Myös talousmetsissä lahoppuuston tasapainotilan saavuttaminen on epätodennäköistä, sillä lahoppuun syntyminen talouskäytössä olevilla kohteilla on voimakkaasti riippuvainen satunnaissuontoisista häiriöistä.

UPM:n maiden vallitsevassa lahoppuutilanteessa tuoret ja hieman lahonneet lahoppuut muodostavat merkittävimmän osan lahoppuustosta. Kehitetyillä malleilla määritettyyn lahoppuuston tasapainotilaan verrattuna näyttää siltä, että nykyinen lahoppuusto on kaukana tasapainotilasta. Tämä johtuu todennäköisesti UPM:n metsien käsittelyhistoriasta, jossa syntyneet lahoppuut on yleensä kerätty pois metsistä. Nykyiset käytännöt, joissa lahoppu pyritään säilyttämään, saattavat ajaa laholuokkajakaumaa vallitsevaa tilannetta voimakkaammin kohti tasapainotilaa.

Mallissa viimeisten laholuokkien merkittävä osuus kokonaislahoppuustosta selittyy maalahoppuiden pitkällä viipymillä viimeisissä luokissa (taulukko 4). Tasapainotilan väliset lahoasteiden suhteelliset osuudet ovat merkittävästi riippuvaisia viimeisen luokan viipymän määrittelystä. Pystypuiden tapaan maalahoppuiden viimeisen laholuokan viipymät on määritetty laskennallisesti, joka aiheuttaa epävarmuutta saaduissa tuloksissa. Käytetyssä mallissa lahoppuiden täydelliseen lahoamiseen kuluva aika oli negatiivisella eksponentiaalisella mallilla Krankinan ja Harmonin (1995) lahoamiskertoimilla laskettu aika siihen, kun 75 % puusta on lahonnut. Mallin rakennusvaiheessa viimeisen laholuokan viipymän määrityksenä testattiin myös 85 %, 90 % ja 95 % lahoamiseen kuluva aika. Pidemmälle lahoamiseen kuluvan ajan käyttö viimeisen luokan määrityksessä pidensi oletetusti pisimmälle lahonneen luokan viipymää ja kasvatti näin ollen viimeisen laholuokan osuutta kokonaislahoppuustosta.

5.3 Lahopuuston mallintaminen esimerkkiaineistolla

Tarkasteltaessa kahdella mallilla (kuvat 12 ja 26) simuloituja tulevaisuuden lahopuun määriä UPM:n FSC-sertifioituilla mailla havaittiin lahopuun tilavuuden olevan hitaassa nousussa. Siirtymämatriisilla simuloitu lahopuuston tilavuus kasvoi negatiivisella eksponentiaalisella mallilla simuloitua tilavuutta voimakkaammin (kuva 28). Molemmilla malleilla koko tutkimusalueen lahopuun tilavuuden kasvu oli kuitenkin maltillista, eikä luonnon monimuotoisuuden tilan kannalta merkittävää lahopuun tilavuuden kasvua havaittu.



Kuva 28. Siirtymämatriisilla ja negatiivisella eksponentiaalisella mallilla simuloidut UPM:n FSC-sertifioitujen maiden tulevaisuuden lahopuuston tilavuudet.

Molemmista malleista saatavat tulokset ovat voimakkaasti riippuvaisia käytetystä syöttöaineistosta. UPM:n nykyinen lahopuutilanne on laskettu suuraluelaskentana VMI-pysyväiskoealoilta. Suhteessa tutkimusalueen kokonaispinta-alaan mitattuja koealoja oli vähän. Tämä voi aiheuttaa epävarmuutta mallista saatavissa tuloksissa. Käytetty aineisto on kuitenkin kattavin UPM:n maita koskeva lahopuuaineisto. Tarkempien tulosten

saamiseksi lahoppuaineisto pitäisi olla eriteltynä maantieteittäin esimerkiksi metsäkeskusalueiden mukaisesti. Alueellisen erottelun puutteen lisäksi VMI-aineiston heikkous on havulahoppuiden puulajikohtaisen erottelun puute. Tämä puute ratkaistiin jakamalla havulahoppuun tilavuus männylle ja kuuselle UPM:n maiden elävien puiden puulajisuhteiden mukaisesti.

MELA-simulaatioiden tuottaman tulevaisuuden vuosittaisen luonnonpoistuman käyttö mallien syötteenä aiheuttaa epävarmuutta simuloituihin tuloksiin. Tehdyissä MELA-simulaatioissa puuston vuosittainen luonnonpoistuma oli talouskäytössä olevilla kohteilla tasaista ja suhteellisen pientä koko simulointikauden ajan (kuva 4). MELA-simulaatioiden optimointitehtävänä oli nettotulojen nykyarvon maksimointi. Optimointitehtävä aiheuttaa todennäköisesti tilanteen, jossa ne kohteet, joilla puuston luonnonpoistuma on alkamassa kasvaa, hakataan. MELA-laskentaohjelmiston luonnonpoistuman arviointi perustuu puiden todennäköisyyteen kuolla tulevan 5-vuotiskauden aikana (Ojansuu ym. 1991). Käytetyt kuolevuusmallit eivät ota huomioon metsiin kohdistuvia satunnaisluonteisia laaja-alaisempia häiriöitä, jotka todellisuudessa ovat merkittäviä talousmetsien lahoppuun määrää lisääviä tekijöitä. MELA-simulointeja tehtäessä testattiin päätehakuissa säästöpuiden jätön vaikutusta luonnonpoistumaan. Säästöpuiden jätöllä ei havaittu olevan merkitystä MELA:n simuloimaan luonnonpoistuman määrään. Tämä johtuu todennäköisesti siitä, että MELA:ssa ei ole omia malleja säästöpuiden kuolemalle, vaan MELA käsittelee jätettyjä säästöpuita harva-asentoisina metsinä, joissa kuolevuus on alhaista. Tutkimusten (esim. Vanha-Majamaa ja Jalonen 2001, Bladon ym. 2008) mukaan hakkuissa jätetyt säästöpuut lisäävät talousmetsien luonnonpoistumaa hakkuiden jälkeisinä vuosina, kun säästetyt puut kaatuvat.

MELA-simulointeja ei ole suunniteltu ennustamaan esimerkiksi tulevaisuuden lahoppuun määriä. MELA:sta ei ole siten mahdollista saada tuloksesi laskenta-alueen tulevia lahoppuun tilavuuksia, vaan lahoppuuta on lähestyttävä MELA-tulostiedoston luonnonpoistuma-arvon kautta. Tämän työn kaltaisia tarkasteluja tehtäessä on huomioitava MELA-simulaatioiden ominaispiirteet ja optimointitehtävän aiheuttamat mahdolliset vääristymät tuloksissa. Lahoamismalleilla simuloitujen tulevaisuuden lahoppuun määrien voidaankin olettaa olevan minimejä, sillä satunnaisvaihtelulla, metsiin kohdistuvilla häiriöillä ja talousmetsien luonnonhoidon menetelmillä on huomattava merkitys puuston luonnonpoistumaan. Testattaessa hypoteettista tilannetta, jossa

avohakkuukohteille jätettiin säästöpuita $5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, säästöpuiksi valittiin ensisijaisesti lehtipuita ja kaikki MELA-simulaation jättämät säästöpuut kuolevat laskentakauden aikana, havaittiin lahopuun tilavuuden esimerkiksi Hämeen metsäkeskuksen alueella vuonna 2064 olevan noin neljänneksen suurempi kuin käytettäessä mallin syötteenä pelkkää MELA:n luonnonpoistumaa.

Täydellisessä toimenpidekiellossa olevien kohteiden lahopuun tilavuuden kasvu oli molemmilla malleilla simuloituna huomattavasti talouskäytössä olevien kohteiden lahopuun tilavuuden kasvua nopeampaa (kuva 28). MELA-simulaatioista saatu puuston luonnonpoistuma oli toimenpidekieltokohteilla huomattavasti muita kohteita korkeampaa. Simulaatioiden optimointitehtävä ei vaikuta kohteille, joissa toimenpiteet on estetty. Näin ollen puuston kuolleisuus näillä kohteilla on talouskäytössä olevia kohteita runsaampaa, sillä hakkuuta ei toteuteta silloin kun luonnonpoistuma on alkamassa kasvaa. Täydellisen toimenpidekiellon alaisten kohteiden simuloitua lahopuun määrää tarkasteltaessa on kuitenkin huomioitava mahdolliset virheet nykyistä lahopuustoa koskevan aineiston osalta. VMI-koealoilta laskettua lahopuun määrää ei ollut mahdollista yksilöidä UPM:n toimenpidekieltokohteille. Myös toimenpidekieltokohteiden osalta onkin syytä olettaa simuloitujen lahopuun tilavuuksien olevan minimejä, sillä lähtötilanteen tilavuus erityisesti pitkään toimenpidekiellossa olleiden kohteiden osalta on todennäköisesti käytetyn VMI-aineiston arvoja suurempi. Testattaessa mallia lähtösyötteen korkeammilla tilavuuksilla täydellisen toimenpidekiellon kohteilla, havaittiin lähtötilanteen lahopuun määrän vaikuttavan lahopuun kokonaistilavuuteen vielä simuloinnin lopussa vuonna 2064.

Verrattaessa eri lähestymistapoja on huomioitava niiden ominaispiirteet ja tausta-aineistot. Siirtymämatriisit perustuvat Suomesta pitkäaikaiskokeilta mitattuun lahopuun ominaisuuksia kuvaavaan aineistoon. Negatiivinen eksponentiaalinen malli taas on voimakkaasti riippuvainen käytetystä lahoamiskertoimesta k (kuva 25). Kyseistä lahoamiskerrointa ei ole määritetty Suomessa, vaan lähimmät tutkimukset on toteutettu Luoteis-Venäjällä. Vaikka simulaatioissa käytettyjen lahoamiskertoimien on todettu olevan käyttökelpoisia myös Suomen olosuhteissa (Siitonen 2001), voi puuston lahoamisnopeus todellisuudessa poiketa käytetyistä arvoista. Negatiivisen eksponentiaalisen mallin käyttö edellyttää, että puun kuolemasta kulunut aika on tiedossa. Tutkimusalueen vallitsevaa lahopuustoa kuvaavan aineiston perusteella syntyäikää ei tiedetä. Kyseinen ongelma on ratkaistu käyttämällä taulukossa 4 esitettyjä puiden

laholuokkakohtaisia viipymiä määritettäessä kunkin laholuokan syntymästä kulunutta aikaa. Tämä saattaa aiheuttaa vääristymiä käytettäessä negatiivista eksponentiaalista mallia tulevaisuuden lahopuun määrän simuloinnissa.

Vaikka esimerkiksi Wider ja Lang (1982) ovat osoittaneet negatiivisen eksponentiaalisen mallin olevan käyttökelpoinen arvioitaessa biologisia hajoamisprosesseja, on mallin heikkoutena se, että malli olettaa lahoamisnopeuden olevan vakio koko prosessin ajan. Esimerkiksi Harmon ym. (2000), Mäkinen ym. (2006) ja Fraver ym. (2013) ovat osoittaneet lahoamisnopeuden muuttuvan lahoamisprosessin aikana. Aiemmin negatiivista eksponentiaalista mallia on käytetty yleensä lahopuun tiheyden muutoksiin liittyvissä tutkimuksissa (Esim. Harmon ja Krankina 1995, Næsset 1999b ja Yatskov ym. 2003). Parempia kokonaistilavuuden muutoksia kuvaavia malleja on kehittänyt esimerkiksi Fraver ym. (2013). Negatiivisella eksponentiaalisella mallilla simuloitua puuston tilavuuden muutoksia voidaan hyödyntää tarkasteltaessa muutosten suuruusluokkaa, mutta sillä saataviin tuloksiin on kuitenkin suhtauduttava varauksella. Negatiivista eksponentiaalista mallia käytettäessä onkin suositeltavaa hyödyntää useita eri lahoamiskertoimia ja tarkastella kokonaistilavuuden muutoksia hitaan ja nopean lahoamisen välillä (kuva 25).

Tarkasteltaessa siirtymämatriisilla vuoteen 2064 simuloitua lahoppuustoa suhteessa UPM:n maiden nykyiseen lahoppuutilanteeseen havaittiin pystypuiden osuuden kokonaispuustosta pysyneen lähes muuttumattomana. Mallin syötteessä 70 % luonnonpoistumasta ohjattiin pystypuihin ja loput maapuihin. Muuttamalla lahoasentojen suhteita syötteessä, muuttuvat myös simuloidun lahoppuuston asentojen väliset suhteet. Puulajien välisten suhteiden muutoksia tarkasteltaessa lehtipuiden osuus kokonaislahoppuustosta oli lähes kolminkertaistunut ollen noin neljännes kokonaislahoppuustosta. Tulos oli odotettu, sillä lehtipuiden osuus MELA-simulaatioiden luonnonpoistumasta vaihteli noin 20 % ja 40 % välillä simulointikauden aikana (kuva 4).

Merkittävimmät muutokset nykyisen lahoppuuston ja vuoteen 2064 simuloidun lahoppuuston välillä liittyivät lahoppuun lahoasteittaisiin jakaumiin. Simulointien mukaan merkittävin osa (59 %) tulevaisuuden lahoppuusta on pitkälle lahonnutta puuta, kun taas tällä hetkellä tuore lahoppu (49 %) on vallitseva lahoaste. Muutokset lahoasteiden välisissä suhteissa olivat odotettuja, sillä havaittujen puiden lahoamisaikojen perusteella on todennäköistä, että vain simulointikauden alkupuolella syötetty luonnonpoistuma ehtii

lahoamaan 50 vuoden tarkastelujakson aikana. Lisäksi mallin viimeisten luokkien pitkät viipymät kerryttävät lahoppuuta pitkälle lahonneisiin luokkiin (taulukko 4).

5.4 Mallien hyödynnettävyys, epävarmuuden lähteet ja jatkotutkimuksen tarpeet

Suomen talousmetsien lahoppuuston laholuokittaista dynamiikkaa kuvaavia malleja ei aiemmin ole rakennettu. Laholuokittaista kehitystä ennustavien mallien, kuten siirtymämatriisin käyttö lahoppuudynamiikan simuloinnissa, antaa arvokasta tietoa lahoppuuston laholuokittaisesta jakautumisesta (Kruys ym. 2002). Perinteiset lahoppuuston kehitystä kuvaavat mallit, kuten negatiivinen eksponentiaalinen malli, eivät pysty simuloimaan lahoppuun laholuokittaista kehitystä. Erityisesti metsäluonnon monimuotoisuuteen liittyvässä tutkimuksessa lahoasennoittaiset ja -luokittaiset jakaumat ovat ensiarvoisen tärkeitä. Eri saproksyytilajit vaativat lahoppuulta erilaisia ominaisuuksia ja eriasteisesti lahonneita puiden voidaan ajatella edustavan erityyppisiä saproksyytilajien elinympäristöjä (Siitonen 2001, Stokland 2001).

Jotta kehitettyjen mallien luotettavuutta voidaan arvioida, pitäisi niitä testata. Malleja voidaan testata esimerkiksi arvioimalla sitä, miten mallista saadut tasapainotilan lahoppuuston jakaumat vastaavat pitkään ilman merkittäviä häiriötä selvinneiden talousmetsien laholuokkajakaumia tai testaamalla mallia tiedossa olevan puuston kuolleisuusdatan kanssa (Kruys ym. 2002). Kuolleisuusdatatestissä mallin syötteenä käytetään jonkin riippumattoman kohteen tiedossa olevaa menneisyyden puuston kuolleisuutta ja mallista saatuja tuloksia verrataan maastosta mitattuun todelliseen lahoppuun määrään.

Vaikka kehitettyjä malleja ei testattu, eivät ne oletettavasti tällaisenaan ole kovin käyttökelpoisia arvioitaessa lahoppuuston kehitystä. Merkittävin mallien epävarmuutta aiheuttava tekijä on mallien parametrisointiin käytetty Mäkisen ym. (2006) aineisto. Aineistossa erityisesti pidemmälle lahonneiden luokkien havaintoja oli vähän (taulukko 3) ja tiettyjen luokkien kuolemasta kuluneissa ajoissa oli epäloogisuuksia, toisin sanoen joidenkin pidemmälle lahonneiden luokkien keskimääräiset siirtymäiät seuraaviin luokkiin olivat pienempiä kuin vähemmän lahonneilla luokilla. Nämä epäloogisuudet

johtuvat todennäköisesti juuri havaintojen vähyydestä. Havaintojen vähyyden ja aineiston epäloogisuuksien takia pakotetut laholuokkien yhdistämiset aiheuttavat epävarmuutta viipymien määrittelyssä. Myös viimeisten laholuokkien laskennallinen määrittely vaikutti saatuihin tuloksiin. Luotettavien mallien laatimiseksi pitäisi kerätä aineisto, jossa on runsaasti havaintoja kaikkien lahoasentojen ja -luokkien puiden kuolemasta kuluneesta ajasta.

Esimerkkiaineistolla simuloitujen tulevaisuuden lahoppuuston epävarmuudet johtuvat käytettyjen mallien epävarmuuksien lisäksi myös malleissa käytetystä tulevaisuuden syötteestä. MELA-ohjelmistosta saatavat tulevaisuuden luonnonpoistumat ovat oletettavasti minimiarvoja, sillä MELA ei huomioi metsikköihin kohdistuvia suurempia satunnaissuonteisia häiriöitä tai säästöpuiden vaikutusta puuston kuolleisuudessa. Luotettavamman tulevaisuuden syötteen saamiseksi MELA-ohjelmistoon pitäisi sisällyttää satunnaissuonteiset häiriöt ja säästöpuiden kuolleisuutta kuvaavat mallit.

6 Johtopäätökset

Tutkimuksen tavoitteena oli ennustaa UPM:n omistamien FSC-sertifioitujen maiden lahoppuuston tilavuuden ja laholuokittaisen jakaantumisen kehittyminen vuoteen 2064 asti. Saatujen tulosten mukaan näyttää siltä, että lahoppuun tilavuus on hitaassa kasvussa. Lahoppuun tilavuuden kasvun voidaan kuitenkin todellisuudessa olettaa olevan voimakkaampaa, sillä talousmetsien luonnonhoidon menetelmien vaikutusta lahoppuun tilavuuteen ei tutkittu. Tähän viittaa myös se, että täydellisen toimenpidekiellon alaisilla kohteilla lahoppuun tilavuus näyttää kasvavan huomattavasti talouskäytössä olevia kohteita nopeammin.

Pitkäkestoisella tasaisella lahoppuusyötteellä pitkälle lahonneet puut muodostavat merkittävimmän osan talousmetsien lahoppuustosta. Tällainen tasainen lahoppuusyöte on kuitenkin epätodennäköinen, sillä talousmetsissä lahoppuun syntyminen on merkittävästi riippuvainen satunnaistalousteiluonnon häiriöistä. MELA-ohjelmiston käyttö tulevaisuuden luonnonpoistuman ennustamisessa antaa todennäköisesti aliarvion puuston todellisesta luonnonpoistumasta. Monipuolisempien kuolleisuusmallien sisällyttäminen osaksi metsikkösimulaattoreita mahdollistaisi todennäköisempien kehityskulkujen ennustamisen.

Kehitetyt mallit ovat tällä hetkellä parhaat olemassa olevat Suomen talousmetsien lahoppuun lahoasennoitusta ja -luokittaista jakaumaa simuloivat mallit. Mallien edelleen kehittäminen aineistoa laajentamalla ja niiden testaaminen riippumattomalla testiaineistolla voisi antaa käyttökelpoisen työkalun talousmetsien luonnonhoitoon liittyvään päätöksentekoon. Ennen kaikkea mallien avulla voitaisiin arvioida talousmetsien luonnonhoidon menetelmien vaikutuksia tulevaisuuden lahoppuustoon ja tätä kautta edelleen kehittää luonnonhoidon menetelmiä vastaamaan entistä paremmin ekologisesti kestävä metsänhoidon tavoitteita. Mallien sisällyttäminen osaksi talousmetsien luonnonhoitoon ja monimuotoisuuden ylläpitoon liittyvään päätöksentekoa auttaisi turvaamaan talousmetsien lahoppuujatkumon ja parantaisi sitä kautta luonnon monimuotoisuuden tilaa.

Kiitokset

Kiitos UPM-Kymmene Oyj:lle ja Sami Oksalle mielenkiintoisesta toimeksiannosta. Kiitokset Professori Pasi Puttosella työn ohjauksesta ja kommentteista. Erityiskiitos tohtori Tuomas Aakalalle työn ohjauksesta ja korvaamattomasta avusta mallin rakentamisessa. Lisäksi kiitän tohtori Harri Mäkistä, joka antoi käyttööni aineiston, joka mahdollisti mallin rakentamisen. Lopuksi haluan vielä kiittää Maijaa, perhettä ja ystäviäni kannustuksesta ja tuesta.

Lähteet

- Aakala T. 2010. Coarse woody debris in late-successional picea abies forests in northern Europe: Variability in quantities and models of decay class dynamics. *Forest Ecology and Management* 260(5): 770–779.
- Aakala, T. 2011. Temporal variability of deadwood volume and quality in boreal old-growth forests. *Silva Fennica* 45(5): 969–981.
- Aakala, T., Kuuluvainen, T., Gauthier, S. & De Grandpré, L. 2008. Standing dead trees and their decay-class dynamics in the northeastern boreal old-growth forests of Quebec. *Forest Ecology and Management* 255(3): 410–420.
- Ahti, T., Hämet-Ahti, L. & Jalas, J. 1968. Vegetation zones and their sections in northwestern Europe. *Annales Botanici Fennici* 5: 69–211.
- Bladon, K. D., Lieffers, V. J., Silins, U., Landhäusser, S. M. & Blenis, P. V. 2008. Elevated mortality of residual trees following structural retention harvesting in boreal mixedwoods. *The Forestry Chronicle* 84(1): 70–75.
- Bond-Lamberty, B., Wang, C. & Gower, S. 2002. Annual carbon flux from woody debris for a boreal black spruce fire chronosequence. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 107: 1–10.
- Bradford, J., Weishampel, P., Smith, M., Kolka, R., Birdsey, R. A., Ollinger, S. V. & Ryan, M. G. 2009. Detrital carbon pools in temperate forests: Magnitude and potential for landscape-scale assessment. *Canadian Journal of Forest Research* 39(4): 802–813.
- Brassard, B. W. & Chen, H. Y. H. 2008. Effects of forest type and disturbance on diversity of coarse woody debris in boreal forest. *Ecosystems* 11(7): 1078–1090.
- Brown, S., Mo, J., McPherson, J. K. & Bell, D. T. 1996. Decomposition of woody debris in western Australian forests. *Canadian Journal of Forest Research* 26(6): 954–966.
- Eskelson, B. N., Temesgen, H. & Barrett, T. M. 2009. Estimating cavity tree and snag abundance using negative binomial regression models and nearest neighbor imputation methods. *Canadian journal of forest research* 39(9): 1749–1765.

- Franklin, J. F., Shugart, H. H. & Harmon, M. E. 1987. Tree death as an ecological process. *Bioscience* 37(8): 550–556.
- Fraver, S., Milo, A. M., Bradford, J. B., D'Amato, A. W., Kenefic, L., Palik, B. J., Woodall, W., & Brissette, J. 2013. Woody debris volume depletion through decay: Implications for biomass and carbon accounting. *Ecosystems* 16(7): 1262–1272.
- Fridman, J. & Walheim, M. 2000. Amount, structure, and dynamics of dead wood on managed forestland in Sweden. *Forest Ecology and Management* 131(1): 23–36.
- Gibb, H., Ball, J. P., Johansson, T., Atlegrim, O., Hjalten, J. & Danell, K. 2005. Effects of management on coarse woody debris volume and composition in boreal forests in northern Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research* 20(3): 213–222.
- Harmon, M. E. 2009. Woody detritus its contribution to carbon dynamics of old-growth forests: The temporal context. *Old-growth forests, Ecological Studies* 207: 159–190.
- Harmon, M. E., Krankina, O. N. & Sexton, J. 2000. Decomposition vectors: A new approach to estimating woody detritus decomposition dynamics. *Canadian Journal of Forest Research* 30(1): 76–84.
- Harmon, M. E., Franklin, J. F., Swanson, F. J., Sollins, P., Gregory, S., Lattin, J., Anderson, N. H., Cline, S. P., Aumen, N. G., Sedell, J. R., Lienkaemper, G. W., Cromack, K., & Cummins, K. W. 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in Ecological Research* 15:133–302.
- Heikkilä, P., Hokkanen, M., Kotiaho, J. & Päivinen, J. 2008. Lahopuun määrän kehitys ennallistamisen jälkeen Koloveden ja Liesjärven kansallispuistoissa vuosina 2006–2156. *Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A* 174. 34 s.
- Hofgaard, A. 1993. Fifty years of arboreal regeneration and mortality in boreal old-growth picea abies (L.) karst. forest, northern Sweden. *Journal of Vegetation Science* (4): 773–782.
- Holeksa, J., Zielonka, T. & Zywiec, M. 2008. Modeling the decay of coarse woody debris in a subalpine Norway spruce forest of the west carpathians, Poland. *Canadian Journal of Forest Research* 38(3): 415–428.

- Huggard, D. J. 1999. Static life-table analysis of fall rates of subalpine fir snags. *Ecological Applications* 9(3): 1009–1016.
- Hynynen, J., Ojansuu, R., Hökkä, H., Siipilehto, J., Salminen, H., & Haapala, P. 2002. Models for predicting stand development in MELA system. *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 835. 116 s.
- Ihalainen, A. & Siitonen, J. 2006. Lahopuuston määrä talousmetsissä ja suojelualueilla VMI9: N tulosten perusteella. METSon jäljillä–Etelä-Suomen metsien monimuotoisuusohjelman tutkimusraportti. Ministry of Agriculture and Forestry, Ministry of the Environment, Finnish Forest Research Institute and Finnish Environment Institute 78–79.
- Ihalainen, A. & Mäkelä, H. 2009. Kuolleen puuston määrä Etelä- ja Pohjois-Suomessa 2004–2007. *Metsätieteen aikakauskirja* 1/2009: 35–56.
- Jonsson, B. G., Kruys, N. & Ranius, T. 2005. Ecology of species living on dead wood - lessons for dead wood management. *Silva Fennica* 39(2): 289–309.
- Krankina, O. N. & Harmon, M. E. 1995. Dynamics of the dead wood carbon pool in northwestern Russian boreal forests. *Water, air, and soil pollution* 82: 227–238.
- Kruys, N., Jonsson, B. G. & Ståhl, G. 2002. A stage-based matrix model for decay-class dynamics of woody debris. *Ecological Applications* 12(3): 773–781.
- Kuuluvainen, T. 2009. Forest management and biodiversity conservation based on natural ecosystem dynamics in northern Europe: The complexity challenge. *Ambio* 38(6): 309–315.
- Kuuluvainen, T. & Kalmari, R. 2003. Regeneration microsites of picea abies seedlings in a windthrow area of a boreal old-growth forest in southern Finland. *Annales Botanici Fennici* 40(6): 401–413.
- Laiho, R. & Prescott, C. E. 2004. Decay and nutrient dynamics of coarse woody debris in northern coniferous forests: A synthesis. *Canadian Journal of Forest Research* 34(4): 763–777.

- Linder, P. & Östlund, L. 1992. Förändringar i norra Sveriges skogar 1870-1991. [Changes in the Boreal Forests of Sweden 1870–1991, englanninkielinen tiivistelmä]. Svensk Botanisk Tidskrift 86: 199–215.
- Linder, P. & Ostlund, L. 1998. Structural changes in three mid-boreal Swedish forest landscapes, 1885-1996. Biological Conservation 85(1/2): 9–19.
- Metsätilastollinen vuosikirja 2014. 2014. Metsäntutkimuslaitos, Tammerprint Oy, Tampere. 426 s.
- Mäkinen, H., Hynynen, J., Siitonen, J. & Sievänen, R. 2006. Predicting the decomposition of scots pine, Norway spruce, and birch stems in Finland. Ecological Applications 16(5): 1865–1879.
- Næsset, E. 1999a. Relationship between relative wood density of picea abies logs and simple classification systems of decayed coarse woody debris. Scandinavian Journal of Forest Research 14(5): 454–461.
- Næsset, E. 1999b. Decomposition rate constants of picea abies logs in southeastern Norway. Canadian Journal of Forest Research 29(3): 372–381.
- Niemelä, J. 1999. Management in relation to disturbance in the boreal forest. Forest Ecology and Management 115(2–3): 127–134.
- Ojansuu, R., Hynynen, J., Koivunen, J. & Luoma, P. 1991. Luonnonprosessit metsälaskelmassa (MELA) - Metsä 2000-versio, metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 385. 59 s.
- Olson, J. S. 1963. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. Ecology 44(2): 322–331.
- Rassi, P. 2010. Suomen lajien uhanalaisuus 2010: punainen kirja. The 2010 red list of Finnish species. Ympäristöministeriö, Helsinki. 685 s.
- Redsven, V., Hirvelä, H., Härkönen, K., Salminen, O. & Siitonen, M. 2012. MELA2012 Reference Manual. Finnish Forest Research Institute. 666 s.

- Russell, M. B., Woodall, C. W., Fraver, S. & D'Amato, A. W. 2013. Estimates of downed woody debris decay class transitions for forests across the eastern United States. *Ecological Modelling* 251: 22–31.
- Salminen, O. MELA2012 esittely. 2012. [Seminaariesitys]. Metsäntutkimuslaitos. Saatavissa: http://www.metla.fi/tapahtumat/2012/metsasuunnitteluseminaari-2012/2_Salminen_MELA2012_esittely_27112012.pdf [Viitattu 18.12.2014].
- Scheller, R. M. & Mladenoff, D. J. 2004. A forest growth and biomass module for a landscape simulation model, LANDIS: Design, validation, and application. *Ecological Modelling* 180(1): 211–229.
- Shorohova, E. & Kapitsa, E. 2014a. Influence of the substrate and ecosystem attributes on the decomposition rates of coarse woody debris in European boreal forests. *Forest Ecology and Management* 315: 173–184.
- Shorohova, E. & Kapitsa, E. 2014b. Mineralization and fragmentation rates of bark attached to logs in a northern boreal forest. *Forest Ecology and Management* 315: 185–190.
- Siitonen, J. 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecological Bulletins* 49: 11–41.
- Siitonen, J., Hottola, J. & Immonen, A. 2009. Differences in stand characteristics between brook-side key habitats and managed forests in southern Finland. *Silva Fennica* 43(1): 21–37.
- Siitonen, J., Martikainen, P., Punttila, P. & Rauh, J. 2000. Coarse woody debris and stand characteristics in mature managed and old-growth boreal mesic forests in southern Finland. *Forest Ecology and Management* 128(3): 211–225.
- Sippola, A. 2001. Forest structure and biodiversity in northern boreal forests: Effects of regeneration cutting on flying beetles and wood-decomposing fungi. *Arctic Centre Reports* 35. 62 s.
- Sippola, A., Siitonen, J. & Kallio, R. 1998. Amount and quality of coarse woody debris in natural and managed coniferous forests near the timberline in Finnish lapland. *Scandinavian Journal of Forest Research* 13(1-4): 204–214.

- Sollins, P. 1982. Input and decay of coarse woody debris in coniferous stands in western Oregon and Washington. *Canadian Journal of Forest Research* 12(1): 18–28.
- Spies, T. A. 1998. Forest structure: A key to the ecosystem. *Northwest Science* 72: 34–39.
- Stokland, J. N. 2001. The coarse woody debris profile: An archive of recent forest history and an important biodiversity indicator. *Ecological Bulletins* 49: 71–83.
- Stokland, J. N., Siitonen, J. & Jonsson, B. G. 2012. Biodiversity in dead wood. Cambridge, UK. Cambridge University Press. 509 s.
- Storaunet, K. O. & Rolstad, J. 2002. Time since death and fall of norway spruce logs in old-growth and selectively cut boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research* 32(10): 1801–1812.
- Storaunet, K. O. & Rolstad, J. 2004. How long do norway spruce snags stand? Evaluating four estimation methods. *Canadian Journal of Forest Research* 34(2): 376–383.
- Sturtevant, B. R., Bissonette, J. A., Long, J. N. & Roberts, D. W. 1997. Coarse woody debris as a function of age, stand structure, and disturbance in boreal Newfoundland. *Ecological Applications* 7(2): 702–712.
- Tarasov, M. E. & Birdsey, R. A. 2001. Decay rate and potential storage of coarse woody debris in the Leningrad region. *Ecological Bulletins* 137-147.
- Tuhus, E. 1997. Natural mortality of trees. [englanninkielinen tiivistelmä]. Rapport fra Skogforsk 6: 1–28.
- Vanderwel, M. C., Caspersen, J. P. & Woods, M. E. 2006. Snag dynamics in partially harvested and unmanaged northern hardwood forests. *Canadian Journal of Forest Research* 36(11): 2769–2779.
- Vanha-Majamaa, I. & Jalonen, J. 2001. Green tree retention in Fennoscandia forestry. *Scandinavian Journal of Forest Research* 16(S3): 79-90.
- VMI11 Maastotyöohje. 2009. <http://www.metla.fi/ohjelma/vmi/vmi11-maasto-ohje09-2p.pdf> [viitattu 28.1.2015]

- Wider, R. K. & Lang, G. E. 1982. A critique of the analytical methods used in examining decomposition data obtained from litter bags. *Ecology* 63: 1636–1642.
- Yatskov, M., Harmon, M. E. & Krankina, O. N. 2003. A chronosequence of wood decomposition in the boreal forests of Russia. *Canadian Journal of Forest Research* 33(7): 1211–1226.

Liitteet

Liite 1. Mäkinen ym. (2006) laholuokka-asteikko.

Decay class	Description
1) recently dead tree	wood still hard, knife blade penetrates a few millimeters, bark normally intact
2) weakly decayed	wood of outer layers of stem has started to soften, wood still fairly hard, knife blade penetrates <2 cm, loose bark
3) medium decayed	wood of outer layers of stem fairly soft, core still hard, knife blade penetrates 2–5 cm, usually without bark
4) very decayed	wood soft throughout the log, no hard core, knife blade penetrates all the way
5) almost decomposed	wood very soft, fragmented, breaks up easily by hand, often overgrown by lichens, mosses, and dwarf shrubs